Die Bakterienflora in der fließenden Welle eines oligosaproben Fließgewässersystems im jahreszeitlichen Wechsel

Dissertation

zur Erlangung des Grades eines Doktors
der Naturwissenschaften

der Fakultät für Biologie
der Eberhard-Karls-Universität Tübingen

vorgelegt von

Volker Kracht
aus Bochum

1983

Die Bakterienflora in der fließenden Welle eines oligosaproben Fließgewässersystems im jahreszeitlichen Wechsel

Dissertation

zur Erlangung des Grades eines Doktors
der Naturwissenschaften

der Fakultät für Biologie
der Eberhard-Karls-Universität Tübingen

vorgelegt von

Volker Kracht
aus Bochum

1983

UNIV.
LEIDEN
BIBL.

Tag der mündlichen Prüfung: 28. April 1983

Dekan: Professor Dr. K.P. Hadeler

1. Berichterstatter Professor Dr. O. Klee

2. Berichterstatter Professor Dr. H. Zähner

lichtung

manche meinen
lechts und rinks
kann man nicht
velwechsern.
werch ein illtum.

Ernst Jandl

Bei Abschluß dieser Arbeit gilt mein besonderer Dank:

Herrn Professor Dr.Otto Klee für die Anregung des Themas und seine stete Bereitschaft zur Diskussion,
Chem.-Ing. Susanne Schmidt und Herrn Ernst Wulle vom Regierungspräsidium Tübingen für viel Hilfe und Geduld im Labor,
meiner Frau Dr. Sabine Kracht für ihre Hilfe bei der Anfertigung der Graphiken
und nicht zuletzt der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle und apparative Unterstützung.

INHALTSVERZEICHNIS

		Seite
1.	Einleitung	1
2.	Material und Methoden	3
2.1.	Das Untersuchungsgebiet	3
2.1.1.	Beschreibung des Untersuchungsgebietes	3
2.1.2.	Das Goldersbachsystem	4
2.1.3.	Die Probenahmestellen	5
2.2.	Physikalisch-chemische Wasseruntersuchungen	8
2.2.1.	Untersuchungszeitraum	8
2.2.2.	Probenentnahme und Transport	8
2.2.3.	Untersuchungsmethoden	8
2.3.	Bakteriologische Untersuchungen	9
2.3.1.	Untersuchungszeitraum	9
2.3.2.	Probenentnahme und Transport	9
2.3.3.	Bakteriologische Untersuchungsmethoden	10
2.3.3.1.	Bestimmung der Gesamtbakterienzahl	10
2.3.3.2.	Bestimmung der Koloniezahl	10
2.3.3.3.	Floraanalyse der Gesamtbakterienzahlen	11
2.3.3.4.	Floraanalyse der aeroben heterotrophen Keime	11
2.3.3.5.	Taxonomische Differenzierung der Pseudomonaden	11
2.3.3.6.	Untersuchungen zur Temperaturadaptation	12
2.3.3.7.	Sauerstoffverbrauch als Maß heterotropher Aktivität	13
2.3.3.8.	Untersuchungen zum Abbau von Cellulose	14
3.	Ergebnisse und Diskussion	15
3.1.	Physikalische und chemische Parameter	15
3.1.1.	Wasserführung	15
3.1.2.	Wassertemperatur	17
3.1.3.	pH-Wert	19
3.1.4.	Elektrolytische Leitfähigkeit	20
3.1.5.	Chloridkonzentration	23
3.1.6.	Härte	28
3.1.7.	Anorganischer Kohlenstoffgehalt	30
3.1.8.	Sauerstoffhaushalt	32
3.1.8.1.	Sauerstoffkonzentration und -sättigung	32
3.1.8.2.	Biochemischer Sauerstoffverbrauch	35
3.1.9.	Oxidierbarkeit ($KMnO_4$-Verbrauch)	39

Seite

3.1.10. Anorganische Stickstoffverbindungen..... 46
3.1.10.1. Nitrat-Stickstoff..... 46
3.1.10.2. Ammonium-Stickstoff..... 54
3.1.10.3. Nitrit-Stickstoff..... 57
3.1.10.4. Gesamter anorganischer Stickstoff..... 59
3.1.11. Phosphat-Phosphor..... 60
3.2. Diskussion der Wasseranalysen..... 64
3.3. Bakteriologische Untersuchungen..... 75
3.3.1. Gesamtbakterienzahlen und Koloniezahlen..... 76
3.3.1.1. Kulturbedingungen zur Koloniezahlbestimmung..... 76
3.3.1.2. Bakterienkonzentration..... 77
3.3.1.3. Der RAZUMOV-Koeffizient..... 83
3.3.1.4. Beziehungen zur Wassertemperatur..... 84
3.3.1.5. Beziehungen zur Wasserführung..... 89
3.3.1.6. Beziehungen zu anderen gewässerchemischen Faktoren..... 94
3.3.2. Floraanalysen..... 97
3.3.2.1. Floraanalyse der Gesamtbakterienzahlen..... 97
3.3.2.2. Floraanalyse der aeroben heterotrophen Keime.....101
3.3.2.2.1. Jahreszyklische Veränderungen.....104
3.3.2.2.2. Einfluss von Milieufaktoren.....106
3.3.2.3. Taxonomie der Pseudomonaden.....108
3.3.3. Untersuchungen zum Stoffwechsel.....110
3.3.3.1. Temperaturabhängigkeit des Wachstums.....110
3.3.3.2. Heterotrophe Aktivität im jahreszeitlichen Wechsel.....112
3.3.3.2.1. O_2-Verbrauch als Maß heterotropher Aktivität.....113
3.3.3.2.2. Untersuchungen zum Abbau von Cellulose.....120
3.3.3.2.2.1. Cellulose-abbauende Bakterien.....125
4. Zusammenfassende Diskussion.....129
5. Zusammenfassung.....143
6. Literaturverzeichnis.....146

1. EINLEITUNG

Die überragende Bedeutung der Bakterien im Stoffwechsel und im Energiefluß aquatischer Ökosysteme ist schon lange bekannt. Ca. 90% aller Gewässerbakterien sind heterotroph (KUZNETSOV 1975) und heterotrophe Mikroorganismen sind das entscheidende Glied bei der Remineralisierung organischer Substanzen autochthoner und allochthoner Herkunft in der Nahrungskette von Gewässern (ZOBELL 1946, KUZNETSOV 1959, KLEE 1967).

Doch über die Erfassung von Bakterienzahlen und summarischer, qualitativer Stoffwechselparameter hinaus, war es bis in die siebziger Jahre kaum möglich, quantitative Analysen zu Stoffwechselleistungen einzelner Populationsanteile oder taxonomische Untersuchungen zur Florastruktur durchzuführen.
Die in der medizinischen Mikrobiologie entwickelten standardiesierten Kulturmedien mit hohen Konzentrationen organischer Substrate selektionieren zugunsten ubiquitär nachweisbarer Saprophyten, Laboruntersuchungen führen rasch zu irreversiblen Veränderungen der Florastruktur, so daß sich die Ergebnisse nur sehr bedingt auf die Verhältnisse im natürlichen Gewässer übertragen lassen.

Erst in den letzten Jahren ist es gelungen, durch die Verwendung niedrig konzentrierter Medien (JONES 1970, MOALEDJ 1978, ROMANENKO 1979, MOALEDJ & OVERBECK 1982), mikroskopischer Verfahren (ZIMMERMANN & MEYER-REIL 1974, HOBBIE et al.1977, RHEINHEIMER 1977) sowie stoffwechselphysiologischer Methoden (HOBBIE & WRIGHT 1968, HOPPE 1977, GODLEWSKA-LIPOWA 1974,1979), die gesamte heterotrophe Bakterienflora von Gewässern zu erfassen und nähere Erkenntnisse über ihre Funktion im Stoffwechsel ihres Habitats zu gewinnen.
Dabei zeigte sich, daß die Bakterien verschiedenster natürlicher Gewässertypen in der Mehrheit planktisch lebende, autochthone Formen sind, die an sehr geringe Nährstoffkonzentrationen angepasst sind (HOBBIE 1979, KUZNETSOV et al. 1979).

Diese Erkenntnisse blieben jedoch weitgehend auf marine Ökosysteme und Binnenseen beschränkt. Einige grundsätzliche Unterschiede zwischen stehenden und fließenden Gewässern machen

---

Die vorliegende Arbeit entstand mit finanzieller Unterstützung der Deutschen Forschungsgemeinschaft.

Rückschlüsse auf die mikrobiologischen Verhältnisse in Fließgewässern und insbesondere kleinen Bächen problematisch.

Ein See ist ein selbstständiges, weitgehend geschlossenes System (THIENEMANN 1953). In den gemäßigten Zonen der Erde ist er im typischen Fall geschichtet, was eine Kompartimentierung und räumliche Trennung wichtiger Stoffwechselprozesse zur Folge hat (OVERBECK 1975, KRACHT 1983). Quelle organischer Substanz und damit Grundlage von Stoff- und Energiefluß ist die autochthone Primärproduktion.
Fließgewässer dagegen sind offene Systeme (THIENEMANN 1953), in denen die einzelnen Kompartimente über die fließende Welle miteinander in steter Wechselwirkung stehen. Insbesondere in kleinen, sauberen Bächen ist die autochthone Primärproduktion unbedeutend. Basis des Stoffwechsels sind hier allochthone organische Substanzen, die aus der terrestrischen Umgebung in den Bach gelangen (WUHRMANN 1964,1974, MARXSEN 1980a,b,c, BREHM & MEIJERING 1982).
Parallel dazu galt auch die Bakterienflora von Bächen als allochthon und mit Bodenbestandteilen eingeschwemmt (WUHRMANN 1964, EVANS & OWENS 1973, RHEINHEIMER 1975). Erst die umfangreichen Untersuchungen von MARXSEN (1980b, 1980c) machten die Existenz autochthoner Bakterienpopulationen auch in Bächen wahrscheinlich.
Dennoch fehlen weiterhin grundlegende Kenntnisse der Mikroflora naturnaher Fließgewässer, insbesondere in Bezug auf die taxonomische Struktur der Bakterienflora und ihre Anpassung an die spezifischen Bedingungen im Ökosystem Bach.

Das Goldersbachsystem im Naturpark Schönbuch kann als eines der letzten, weitgehend naturnahen Bachsysteme der Bundesrepublik gelten. Seine Oligosaprobität ist durch eine Reihe insbesondere zoologischer Untersuchungen belegt (BUDDEBERG 1970, WEISSERT 1970, WEBER 1970, KLEE et al. 1983). Wegen des Naturpark-Charakters seines Einzugsgebietes ist die natürliche Biozönose von anthropogenen Beeinflussungen weitgehend frei.

Am Beispiel dieses Bachsystems soll versucht werden, die Frage nach der Existenz einer autochthonen Bakterienflora in kleinen

Fließgewässern zu beantworten, Einblick in deren systematisch - taxonomische Struktur zu gewinnen und die Adaptation an die im Jahresverlauf wechselnden Milieufaktoren zu prüfen.

2. MATERIAL UND METHODEN

2.1. DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET

2.1.1. BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES

Das Goldersbachsystem entwässert den südlichen Teil des Schönbuchs, den Naturpark Schönbuch. Dieses Naherholungsgebiet, unmittelbar nördlich von Tübingen gelegen, ist ein weitgehend geschlossenes Waldgebiet von ca. 150 km^2 Größe und Teil des württembergischen Keuperberglandes.

Geologisch ist das Untersuchungsgebiet bestimmt durch die Ausbildung eines ausgeprägten Schichtstufenreliefs. Die wechselhafte Schichtenfolge reicht vom Lias über die Mergel bis zum Gipskeuper, der von einigen Bachläufen angeschnitten wird.

Der rasche petrographische Wechsel hat eine ähnlich wechselhafte Bodenvielfalt zur Folge. Hierbei dominieren mehrschichtige, tonige Böden, die an vielen Standorten zur Vernässung neigen.

Die Auensedimente der oftmals tief eingeschnittenen Bachtäler lassen Abhängigkeiten vom gesteinsbildeneden Einzugsgebiet erkennen und reichen von tonig-schluffiger bis zu sandig-steiniger Beschaffenheit.

Etwa 55% des Waldbestandes im Naturpark Schönbuch werden von Nadelbaumarten gebildet, wobei neben der dominierenden Fichte auch Forche und Lärche einen Anteil von zusammen 21% haben. Unter den Laubbaumarten stehen Buche (25%) und Eiche (16%) im Vordergrund. Das Landschaftbild ist geprägt durch den raschen Wechsel von Kleinbeständen, die in ihrer Zusammensetzung vor allem durch die standörtlichen Bedingungen bestimmt werden.

Tab. 1 : Klimatische Daten des Naturpark Schönbuch, nach: langjähr. Mittel des deutschen Wetterdienstes (Außenstelle Tübingen)und langjähr.Mittel der Niederschlagsmeßstation Bebenhausen.

Parameter	Meßwert	
Mittl. Lufttemperatur	8.4	°C
Januarmittel	-0.9	°C
Julimittel	17.6	°C
Mittl. Niederschlag	771	$mm \cdot Jahr^{-1}$
Sommerhalbjahr	476	$mm \cdot Jahr^{-1}$
Winterhalbjahr	295	$mm \cdot Jahr^{-1}$

Die höchste Erhebung im Untersuchungsgebiet ist der Bromberg mit 583 m über NN. Den tiefsten Punkt erreicht der Goldersbach beim Eintritt in das Ammertal mit 305 m über NN. In Tab. 1 sind einige klimatische Daten zusammengestellt.

2.1.2. DAS GOLDERSBACHSYSTEM

Im Goldersbachsystem (Abb.1) fließen eine Vielzahl von Bächen und kleinen Wasserläufen zusammen, deren wichtigste der Große und Kleine Goldersbach, der Arenbach, der Seebach und der Kirnbach sind. Das Einzugsgebiet umfaßt ca. 50 km^2.

Abb. 1 : Übersichtsskizze des Goldersbachsystems,
zur Kennzeichnung der Meßpunkte vgl. 2.1.3.

Im inneren Schönbuch ist das Goldersbachsystem ein Waldbachsystem, in den Talauen ist streckenweise ein Wiesengürtel ausgebildet. Echtes Freiland, teils landwirtschaftlich genutzt und teils besiedelt, berührt der Goldersbach erst in und unterhalb von Bebenhausen.

Die Bachläufe sind überwiegend unbefestigt. So mäandrieren der Große Goldersbach, seine Quellbäche Lindach und Klingenbach und der Arenbach weitgehend unverbaut durch die Waldgebiete und Talauen des inneren Schönbuchs. Der Arenbach ist in seinem Oberlauf - vor dem Entringer Wildschaugatter - zu einem Weiher aufgestaut. Von Bebenhausen an ist der Goldersbach streckenweise kanalisiert, wobei der Bachgrund unverbaut bleibt.
Auch der Seebach hat im unteren Teil seiner Fließstrecke - entlang der Bundesstraße B 27 - ein befestigtes Bett.
Das zunächst weite Tal, das der Kirnbach in Schlingen durchfließt, verengt sich im Unterlauf rasch. Hier hat sich der Kirnbach tief in die Mergel eingegraben und fließt in einem befestigten Bett dem Goldersbach entgegen.
Von der Lindachquelle bis zur Mündung des Goldersbaches in die Ammer erreichen Lindach/Goldersbach eine Länge von 19.6 km. Der Arenbach durchfließt eine Strecke von 5.9 km, der Seebach ist 4.5 km, der Kirnbach 6.5 km lang.

Da das Einzugsgebiet des Goldersbachsystems weitgehend naturnaher Naturpark ist, sind anthropogene Einflüsse gering. Düngungsmaßnahmen werden im Schönbuch selten und auf begrenzten Flächen durchgeführt. Geringe Mengen Abwasser laufen erst in Bebenhausen und unterhalb der Ortschaft durch den Ablauf der mechanischen Kläranlage zu.
Makrophytenvegetation fehlt nahezu vollständig. Lediglich im Bereich der "Steinernen Bruck" unterhalb von Bebenhausen ist der Bachgrund während der Sommermonate von Cladophora spec. bedeckt.

2.1.3. DIE PROBENAHMESTELLEN

Die in Abb. 1 durch Symbole gekennzeichneten Probenahmestellen sind im Folgenden kurz charakterisiert.

Probenahmestelle KB

Klingenbach am Pegel

Bach-m:	980
Breite:	1 - 1.5 m
Pegel:	vorhanden
Umgebung:	Mischwald, überwiegend Nadelwald
Bachgrund:	Kies und Sand

Probenahmestelle GI

Lindach am Pegel

Bach-m:	880
Breite:	1 - 1.5 m
Pegel:	vorhanden
Umgebung:	Mischwald, überwiegend Nadelwald
Bachgrund:	Kies und Sand

Probenahmestelle GII

Lindach an der Wassertretanlage

Bach-m:	4500
Breite:	2 m
Pegel:	nicht vorhanden
Umgebung:	Mischwald, Wiese
Bachgrund:	Kies und Sand mit Sandbänken

Probenahmestelle GIII

Großer Goldersbach, ca. 40 m oberhalb der Diebsteigbrücke

Bach-m:	9100
Breite:	2 - 2.5 m
Pegel:	nicht vorhanden
Umgebung:	Wiese, lockerer Laubwald
Bachgrund:	Blöcke, dazwischen Sand

Probenahmestelle GIV

Goldersbach am Pegel

Bach-m:	13300
Breite:	4 m
Pegel:	vorhanden
Umgebung:	Mischwald, Wiese
Bachgrund:	Blöcke, Kies und Sand

Probenahmestelle GV

Goldersbach am Steinernen Bruck

Bach-m:	16800
Breite:	4 - 5 m
Pegel:	nicht vorhanden
Umgebung:	Laubwald, landwirtschaftl.genutzte Wiese
Bachgrund:	Kies, Feinsediment

Probenahmestelle AI

Arenbach unterhalb Entringer Schaugatter

Bach-m:	1900
Breite:	1.5 m
Pegel:	nicht vorhanden
Umgebung:	Nadelwald
Bachgrund:	Anstehendes Alluvium, schlammig

Probenahmestelle AII

Arenbach am Becklesgarten

Bach-m:	3650
Breite:	2 m
Pegel:	nicht vorhanden
Umgebung:	lockerer Laubwald
Bachgrund:	Kies und Sand

Probenahmestelle AIII

Arenbach vor Einmündung in den Goldersbach

Bach-m:	5900
Breite:	2 m
Pegel:	vorhanden
Umgebung:	Mischwald, überwiegend Nadelwald
Bachgrund:	Blöcke und Kies, wenig Sand

Probenahmestelle SI

Seebach im Wald am Seebachparkplatz (Rohrauslauf)

Bach-m:	870
Breite:	2 - 2.5 m
Pegel:	nicht vorhanden
Umgebung:	Nadelwald
Bachgrund:	überwiegend Kies, Sand und Feinsediment

Probenahmestelle SII

Seebach am Pfeiffersteinparkplatz

Bach-m:	3300
Breite:	2 m
Pegel:	vorhanden
Umgebung:	Bundesstraße, Wiese
Bachgrund:	Blöcke, Kies und Sand

Probenahmestelle SIII

Seebach am Gasthof Waldhorn in Bebenhausen

Bach-m:	4200
Breite:	2 m
Pegel:	nicht vorhanden
Umgebung:	Laubwald, Gartengelände
Bachgrund:	Blöcke, Kies und überwiegend Sand

Probenahmestelle KI

Kirnbach oberhalb Mauters Wiesen

Bach-m:	2800
Breite:	2 m
Pegel:	nicht vorhanden
Umgebung:	lockerer Laubwald
Bachgrund:	anstehendes Alluvium, Schlamm,Blöcke und Sand

Probenahmestelle KII

Kirnbach ca. 400 m unterhalb Mauters Wiesen

Bach-m:	3650
Breite:	3 m
Pegel:	vorhanden
Umgebung:	Laubwald
Bachgrund:	Blöcke, Kies, wenig Sand

Probenahmestelle K III

Kirnbach 150 m vor Mündung in den Goldersbach

Bach-m:	6300
Breite:	3 m
Pegel:	nicht vorhanden
Umgebung:	Mischwald, überwiegend Laubwald
Bachgrund:	Blöcke und Kies

An diesen 15 Meßpunkten wurden Wasseranalysen (2.2.) durchgeführt. Die bakteriologischen Untersuchungen beschränkten sich auf einen Teil dieser Probenahmestellen und zwar auf KB; GI,GIV,GV; AI,AIII; SII.

2.2. PHYSIKALISCH-CHEMISCHE WASSERUNTERSUCHUNGEN

2.2.1. UNTERSUCHUNGSZEITRAUM

Die physikalisch-chemischen Wasseranalysen wurden über einen Zeitraum von 4 Jahren zwischen Juni 1977 und Juni 1981 durchgeführt. Die Probenahme erfolgte meist in ca. monatlichem Abstand,jeweils in den Morgenstunden zwischen $7^{\underline{30}}$ Uhr und $10^{\underline{00}}$ Uhr.

2.2.2. PROBENENTNAHME UND TRANSPORT

Zur Probenentnahme für die physikalischen und chemischen Parameter dienten 1l PE-Flaschen, zur O_2- und BSB_5-Bestimmung geeichte Schliffstopfen-flaschen nach WINKLER. Die Fällung des O_2-gehaltes sowie die Messung der Wassertemperatur erfolgten direkt am bzw. im Gewässer. Unmittelbar nach Abschluß der Probenahmen wurden die Wasserproben in das Labor transportiert und sofort analysiert. Zwischen Probenentahme und Untersuchungsbeginn vergingen maximal 2 1/2 Stunden.

2.2.3. UNTERSUCHUNGSMETHODEN

An den Meßpunkten GIV, AIII und SII sind amtliche Pegel installiert, an KB, GI und KII Pegelmeßstellen des Institutes für Geologie der Universität Tübingen. Bei den Meßwerten zum Abfluß handelt es sich um die jeweiligen Tagesmittel. Bei dem Hochwasser vom 23./24. 5.1978 kam es an allen Pegeln zu Beschädigungen oder zur vollständigen Zerstörung der Meßeinrichtungen. Bis zur Wiederherstellung fehlen Abflußwerte aus dem Sommer und Herbst 1978.

Bei der Untersuchung im Labor fanden folgende Verfahren Anwendung:

Physikalische Parameter:

Temperatur	Schöpfthermometer, geeicht auf 0.1°C
pH - Wert	pH-Meter Digi 510 und pH 521 (WTW Weilheim)
Leitfähigkeit	Meßgeräte LF 39 und LF 530 (WTW Weilheim)

Chemische Parameter:

Chlorid	DEV D 1
Gesamthärte	MERCK (Darmstadt), Titriplex A/B
Karbonathärte	MERCK (Darmstadt)
Ammonium-Stickstoff	DEV E 5 (Indophenol)
Nitrit-Stickstoff	DEV D 10
Nitrat-Stickstoff	Schweizer. Lebensmittelbuch, 4.Aufl. S.203, Modifikation EAWAG (Salicylat-Methode)
Oxidierbarkeit	DEV H 4
Sauerstoff (gelöst)	DEV G 2
Sauerstoffsättigung	DEV G 2
Biochem.Sauerstoffbedarf	DEV H 5
Orthophosphat-Phosphor	VOGLER (1965)

2.3. BAKTERIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN

2.3.1. UNTERSUCHUNGSZEITRAUM

Die Zahl koloniebildender Bakterien (Koloniezahlen = KZ) wurde - wie die Wasseranalysen - meist monatlich bestimmt. Der Untersuchungszeitraum umfaßte 2 1/2 Jahre von Januar 1979 bis Juni 1981. Während des gleichen Zeitraumes und anhand derselben Proben wurden auch die Analysen der aeroben, heterotrophen Flora durchgeführt.

Die Bestimmung der Gesamtbakterienzahlen (GBZ) und die Floraanalysen der GBZ konnten erst nach Schaffung der technischen Vorraussetzungen im Oktober 1979 in das Arbeitsprogramm aufgenommen werden. Sie erfolgten -jeweils parallel zur Koloniezahlbestimmung - von Oktober 1979 bis Juni 1981.

Die Versuchsserie zum O_2-Verbrauch als Maß heterotropher Aktivität wurden monatlich über einen Jahreszyklus von November 1981 bis Oktober 1982 durchgeführt. Alle anderen Untersuchungen fanden zu bestimmten Zeitpunkten in den Jahren 1981 und 1982 statt. Die Zeitpunkte sind jeweils bei der Darstellung der Ergebnisse angegeben.

2.3.2. PROBENENTNAHME UND TRANSPORT

Die Probenahme für die Bestimmung von GBZ, KZ und die daran anschließenden Untersuchungen zur Florenstruktur erfolgte in sterilen Schliffstopfenflaschen von 250 ml Inhalt. Proben zur Bestimmung des O_2-Verbrauches als Aktivitätsindikator wurden in sterilen PE-Flaschen mit Schraubverschluß von 5000 ml Volumen genommen.

Für den Transport der Proben standen thermoisolierte Behälter zur Verfügung. Um die Möglichkeit eines Temperaturschocks auszuschließen, wurde auf eine Kühlung der Proben auch im Sommer verzichtet. Zwischen Probenahme und dem Beginn der Arbeiten im Labor vergingen maximal 1 1/2 Stunden.

2.3.3. BAKTERIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGSMETHODEN

2.3.3.1. BESTIMMUNG DER GESAMTBAKTERIENZAHL

Für die fluoreszenzmikroskopischen Bestimmungen stand seit Oktober 1979 ein Mikroskop ZEISS Standard 16 mit Fluoreszenz-Auflichtkondensor IV FL zur Verfügung. Als Beleuchtungsquelle diente eine Hg-Höchstdrucklampe HBO 50W, als Filterkombination (Blaulichtanregung) fanden BP 450-490, FT 510 und LP 520 Verwendung. Die Probenaufbereitung erfolgte in Anlehnung an die von ZIMMERMANN & MEYER-REIL (1974) entwickelte Methodik. Von den fixierten Proben (Formaldehyd-Endkonzentration ca. 1%) wurden 3-5 ml in eine sterile Injektionsspritze aufgenommen und mittels Saugflasche durch einen NUCLEPORE-Membranfilter (Durchmesser 13 mm, Porenweite 0.2 µm) gesaugt. Als Filterträger diente ein 13 mm-Spritzenvorsatz der Firma SARTORIUS.
Die Färbung erfolgte durch Auftropfen steriler, wässriger Acridinorange-Lösung ($1:10^4$) auf den Filter. Nach einer Einwirkungszeit von 1 min wurde die Färbelösung sowie anschließend ca. 1-2 ml Isopropylalkohol zur Differenzierung durchgesaugt, der luftgetrocknete Filter auf einen Objektträger gebracht, mit Immersionsöl durchsichtig gemacht und mikroskopiert.
Die Auszählung erfolgte mittels Okularnetz, wobei jeweils 5 Netze, mindestens jedoch 300 Zellen ausgezählt wurden. Die Konzentration der GBZ/ml errechnete sich als:

$$GBZ = \frac{F \times B}{F' \times V}$$

B = Anzahl der ausgezählten Bakterien
F = Fläche des Membranfilters
F' = ausgezählte Fläche des Membranfilters
V = Filtrationsvolumen (ml)

2.3.3.2. BESTIMMUNG DER KOLONIEZAHL

Von den aufgeschüttelten Proben wurden Verdünnungsreihen in steriler 1:4 verdünnter physiologischer NaCl-Lösung hergestellt und aus den Verdünnungsstufen 10^{-1}-10^{-3} jeweils 3 Platten Casein-Pepton-Stärke-Medium (CPS) (COLLINS & WILLOUGHBY 1962) mit 0.1 ml Lösung beimpft. Die Verteilung erfolgte mittels DRIGALSKY-Spatel. Nach einer Bebrütungszeit von 7 Tagen bei 20°C im Dunkeln fand die Auszählung der sichtbaren Kolonien auf einem Koloniezählgerät BZG 24 der Firma WTW statt.

Das arithmetische Mittel der 6 Platten der beiden jeweils geeigneten Verdünnungsstufen wurde zur Koloniezahl/ml hochgerechnet.

2.3.3.3. FLORAANALYSE DER GESAMTBAKTERIENZAHLEN

Die bei der fluoreszenzmikroskopischen Untersuchung ausgezählten Keime wurden mit Hilfe eines Okularmikrometers vermessen und in 6 Form- und Größengruppen klassifiziert. Da der überwiegende Anteil der Keime eine Länge < 1 µm hatte, ist bei der Klassifizierung mit Fehlzuordnungen zu rechnen. Daß es sich auch bei den kleinen Formen (< 0.5 µm) überwiegend um kokkoide Stäbchen und nicht um Kokken handelte, ist jedoch zweifelsfrei.

3.3.4. FLORAANALYSE DER AEROBEN HETEROTROPHEN KEIME

Zur Durchführung der Floraanalysen wurden nach statistischen Methoden jeweils 50 Kolonien der höchsten Verdünnungsstufe entnommen und zur Reinigung bzw. Vermehrung erneut auf CPS-Agar umgeimpft. Nach erneuter Bebrütung wurden die Isolate nach folgenden Merkmalen und Tests differenziert:

Koloniefarbe und -morphologie
Zellmorphologie
Beweglichkeit
Gram-Reaktion (nach BUCK 1982)
Cytochromoxidasetest (nach KOVAČS 1956)
O/F-Test (Sauerstoffabhängigkeit des Wachstums und Säurebildung aus Glukose nach HUGH & LEIFSON 1953, modifiziert*)

* Wegen toxischer Wirkung auf einige Isolate wurde Bromthymolblau (HUGH & LEIFSON) durch Anilinblau ersetzt (nach JUNG,pers.Mitt.).

Die Zuordnung zu taxonomischen Gruppen erfolgte nach dem in Abb. 52 dargestellten Schema.

2.3.3.5. TAXONOMISCHE DIFFERENZIERUNG DER PSEUDOMONADEN

Zur weitergehenden Differenzierung der als "Pseudomonas" (Abb. 52) eingeordneten Isolate wurden zweimal jeweils 30 Isolate mittels OXI/FERM-TUBES (HOFFMANN-LA ROCHE) überprüft.Dieses Testsystem zur Identifizierung oxidativ/fermentativer gram-negativer Bakterien umfaßt folgende biochemischen Tests:

Anaerobe Dextrosespaltung
Arginindihydrolase-aktivität
Bildung von N_2-Gas
H_2S- und Indolbildung
Xylosespaltung
Aerobe Dextrosespaltung
Harnstoffverwertung
Verwertung von Citrat als C-Quelle

Zusätzlich wird die Oxydasereaktion überprüft.

Die Zuordnung zu taxonomischen Einheiten erfolgte nach dem zum Test gehörigen "Computer- , Codier- und Identifikationssystem" der Firma HOFFMANN- LA ROCHE, Ausgabe 1977. Parallelansätze wurden bei der vom Hersteller vorgeschriebenen Temperatur von 37°C und bei 20°C bebrütet.

2.3.3.6. UNTERSUCHUNGEN ZUR TEMPERATURADAPTATION

Diese zweimal durchgeführten Untersuchungen hatten die Bestimmung von Wachstumsfähigkeit und Florenstruktur der heterotrophen Flora bei verschiedenen Temperaturen zum Ziel. In Abb.2 sind die einzelnen Schritte der Versuchsdurchführung dargestellt.

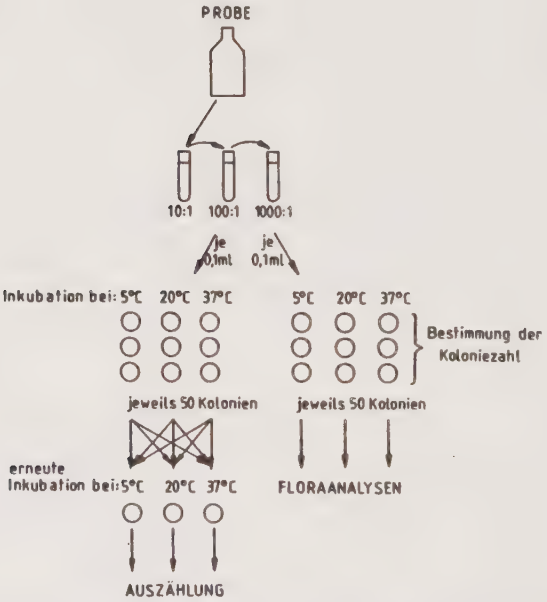

Abb. 2 : Versuchsanordnung zur Bestimmung quantitativer und qualitativer Temperaturanpassungen der heterotrophen Flora.

In Parallelansätzen bei 5°C, 20°C und 37°C wurde die Koloniezahl bei diesen Temperaturen bestimmt und an den jeweiligen Isolaten eine Floraanalyse durchgeführt. Um die Wachstumsfähigkeit der Stämme auch bei den anderen Temperaturen zu überprüfen, wurden jeweils 50 Isolate erneut bei den 3

Temperaturen inkubiert und nach 7 Tagen ausgewertet.

2.3.3.7. SAUERSTOFFVERBRAUCH ALS MASS HETEROTROPHER AKTIVITÄT

In Abb.3 sind die einzelnen Schritte des Versuchablaufs dargestellt. Die Bestimmung der GBZ und KZ erfolgte aus der Orginalprobe. Im Anschluß daran fand eine Filtration der Probe über sterile Glaswolle zur Entfernung von Phyto- und Zooplankton statt.

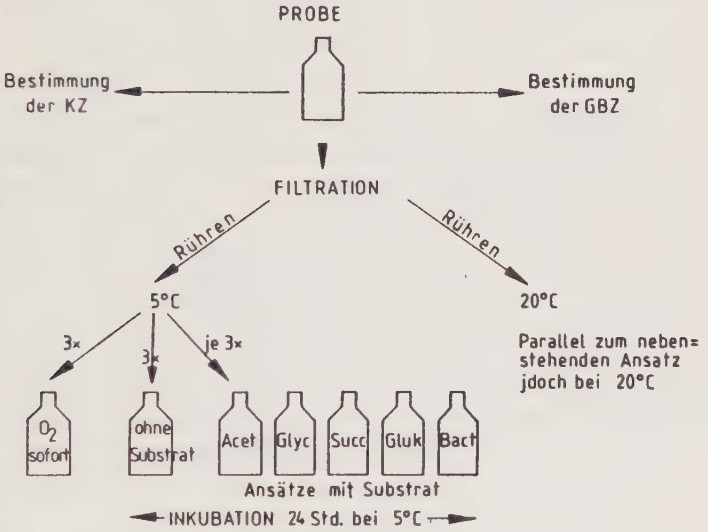

Abb. 3 : Versuchsanordnung zur Bestimmung des O_2-Verbrauches als Maß heterotropher Aktivität

Um O_2-Übersättigungen in der Flasche und eventuelles Ausgasen während der Inkubationszeit zu vermeiden, wurde ein Teil des Probenwassers unter Rühren auf 5°C, der andere Teil auf 20°C gebracht. Im Anschluß daran folgte eine Bestimmung der Ausgangssauerstoffkonzentration, die sterilen Versuchsflaschen wurden mit Probenwasser gefüllt und wenn vorgesehen, mit Substrat angereichert. Die Inkubation der Flaschen erfolgte bei 5°C und bei 20°C für 24 Std. im Dunklen. Nach 24 Std. wurde der Restsauerstoffgehalt der Flaschen bestimmt. Der O_2-Verbrauch errechnete sich aus der Differenz zwischen der O_2- Konzentration vor Beginn der Inkubation und dem Mittel der Restkonzentration in jeweils 3 Parallelansätzen.

Als heterotropher Aktivitätsindex der Bakterienflora für ein Substrat wurde der Quotient A/B aus dem Sauerstoffverbrauch mit (A) und ohne (B) das jeweilige Substrat berechnet (GODLEWSKA-LIPOWA 1974, 1979). Folgende Substrate fanden bei den Untersuchungen Verwendung:

Natriumacetat
Glycerin
Natriumsuccinat
Glukose
Bactopepton

Es wurden jeweils 25 $mg \cdot l^{-1}$ der sterilisierten Substrate zugegeben.

2.3.3.8. UNTERSUCHUNGEN ZUM ABBAU VON CELLULOSE

Der Abbau von Cellulose in der fließenden Welle des Goldersbaches wurde anhand der Reißfestigkeitsveränderung von Cellulosefasern nach Exposition im Bach bestimmt. Als Material standen VISKOSE-Stapelfasern mit einer Feinheit von 6.7 dtex und 100 mm Stapellänge der Firma TEXTILFASER LENZING AG in Lenzing,Österreich zur Verfügung. Die verwendeten Fasern bestehen zu 100% aus Cellulose, deren durchschnittlicher Polymerisationsgrad mit hoher Einheitlichkeit bei ca. 245 liegt. Die während des Produktionsprozesses aufgebrachte Avivage wurde durch ein Methanolbad entfernt.
Wie in Abb.4 dargestellt ist, wurden Bündel von Fasern zwischen 2 verschraubbare PVC-Platten mit den Maßen 15cm x 5cm x 0.5cm eingeklemmt und mit Hilfe von Metallstäben im Bachgrund verankert. Abstandshalter verhinderten das Aufliegen der Fasern auf dem Bachgrund.

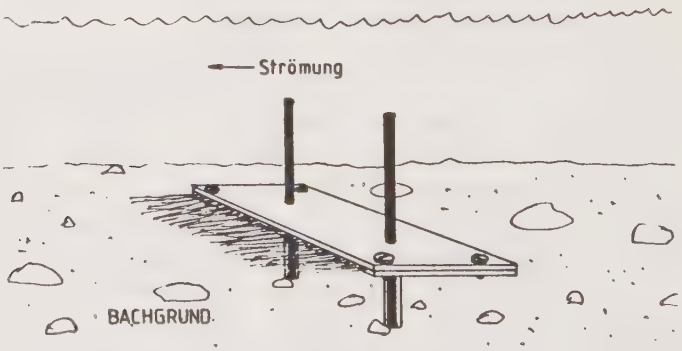

Abb. 4 : Versuchsanordnung zur Exposition von Cellulosefasern in der fließenden Welle des Goldersbaches.

Die Strömungsgeschwindigkeit am Expositionsort, ca 100m oberhalb der Probenahmestelle GIV, betrug bei normaler Wasserführung ca. 20 $cm \cdot s^{-1}$. Jeweils 4 Proben wurden gleichzeitig ausgebracht, nach 2,4,10 und 30 Tagen herausgenommen, in destilliertem Wasser gewaschen und bei 45°C getrocknet.

Die Durchführung der Festigkeitsprüfung bei definierter Faserfeuchtigkeit erfolgte auf einer Zugprüfmaschine der Firma INSTRON, Modell 1122 im Institut für Textiltechnik der Institute für Textil- und Faserforschung Stuttgart. An jeweils 50 Fasern einer Probe wurden

die Höchstzugkraft	in	cN
die Höchstzugkraftdehnung	in	%
die Feinheitsfestigkeit	in	cN/tex

ermittelt. Daneben führte das Institut an einem Teil der Proben eine Bestimmung des jeweiligen Durchschnitts-Polymerisationsgrades (DP-Grad) nach dem Nitratverfahren (DIN 54 270, Teil 4) durch.

3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1. PHYSIKALISCHE UND CHEMISCHE PARAMETER

3.1.1. WASSERFÜHRUNG

Das Goldersbachsystem umfaßt Wasserläufe unterschiedlicher Größe. Die Abflußverhältnisse an den Pegeln der untersuchten Bäche sind in Tab.2 zusammengestellt.

Pegel		Mittel aller Tage	Mittel der Untersuchungstage 1977 - 1981				
		1979/1980	$\bar{x}$	max.	min.	s	s %
Klingenbach	KB	-	7.4	28	3.0	5.7	190
Lindach	G I	-	13.1	100	4.4	18.0	137
Goldersbach	G IV	187	193.2	1208	60.0	225.3	117
Arenbach	A III	29	23.4	319	4.5	54.6	233
Seebach	S II	42	37.5	300	8.0	59.5	159
Kirnbach	K II	43	36.4	199	9.6	57.7	158

Tab. 2 : Die Abflußverhältnisse an den Pegelmeßstellen der im Goldersbachsystem untersuchten Bäche in $l \cdot s^{-1}$.

Den Mittel- und Extremwerten, berechnet anhand der Untersuchungstage, ist der Durchschnitt aller Tagesmittel der Jahre 1979/80 nach den amtlichen Aufzeichnungen gegenübergestellt. Aufgrund der geringen Abweichungen von 3 - 9%, kann die mittlere Wasserführung an den Untersuchungstagen als repräsentativ gelten.
Der Abfluß des Goldersbaches (GIV)beträgt bei allen Wasserständen ein Vielfaches der Abflüsse von Arenbach, Kirnbach, Seebach, Lindach und Klingenbach.
Nach Regenfällen reagieren die Schönbuchbäche schnell, insbesondere im Herbst bei nassen Böden folgen bereits mäßigem Niederschlag messbare Abflußerhöhungen. Nach SCHWARZ (1980) ist hierfür ein schneller und lokal massiver, oberflächennaher Abfluß verantwortlich. Oberflächenabfluß ist nur an wenigen exponierten Stellen des Schönbuchs zu beobachten und bleibt auf extrem starke Niederschlagsereignisse beschränkt.
Die häufigen Oszillationen der Pegelstände haben hohe Standardabweichungen zur Folge. Unterschiedliche Auswirkungen gleicher Niederschlagsmengen lassen sich anhand der prozentualen Standardabweichung erkennen. Der Goldersbach, als Bach mit der größten Wasserführung, hat die geringste Standardabweichung (%). Die Schwankungen sind in den kleineren Bächen relativ und damit prozentual stärker.

Klingenbach, Lindach, Goldersbach, Seebach und Kirnbach sind bei normalem oder niedrigem Abfluß klar und farblos. Der Arenbach ist im Bereich von AI und AII nahezu immer trüb und graubraun gefärbt. Dies geht auf den Eintrag aufgeschlämmter Tonerde zurück, die im Bereich des Wildschaugatters an AI mehrfach angeschnitten ist. Die Tonteilchen gelangen durch Erosion und durch die Aktivität des Wildbesatzes in den Bach. Bis zum Meßpunkt AIII verliert sich die Färbung vollständig.

Bei Hochwasser zeigen alle Schönbuchbäche eine gelb-braune Farbe, Indikator des Huminstoffanteils der bei Hochwasser eingeschwemmten Bodenpartikel.

3.1.2. WASSERTEMPERATUR

Die Wassertemperaturen der untersuchten Bäche haben einen ausgeprägten Jahresgang (Abb.5).

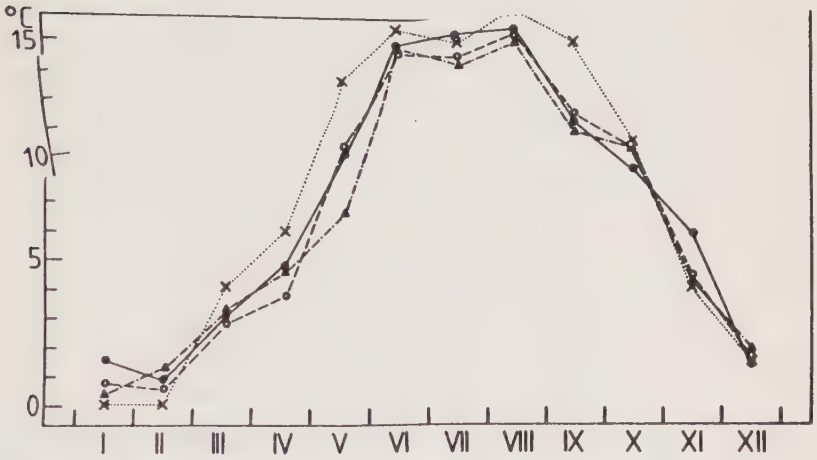

Abb. 5 : Über den Untersuchungszeitraum gemittelte Jahresgänge der Wassertemperatur an den Pegeln der größeren Bäche

x·····x Goldersbach, ▲-----▲ Arenbach,
O-----O Seebach und ●——● Kirnbach.

Die mittlere Wassertemperatur des Goldersbaches an GIV ist im Frühjahr und Herbst höher als bei den untereinander fast gleichen Jahresgängen der kleineren Bäche. Die gerade in diesen Jahreszeiten stark ausgeprägten tagesperiodischen Schwankungen der Lufttemperatur können von einem größeren Wasserkörper besser abgepuffert werden, so daß bei der Messung in den Morgenstunden eine gegenüber den kleinen Bächen höhere Temperatur resultiert.

Tab. 3 : Wassertemperaturen (°C) an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	max.	min.	s
KB	6.2	12.0	0	4.0
G I	6.5	11.8	-0.5	4.4
G II	6.6	12.6	-0.5	4.4
G III	7.2	14.0	-0.5	5.0
G IV	7.2	14.8	-0.5	5.2
G V	7.8	16.2	-0.3	5.5
A I	6.8	16.7	-0.4	5.4
A II	6.6	15.2	-0.2	5.1
A III	6.7	14.1	-0.2	4.7
S I	6.2	12.8	0	4.2
S II	6.5	14.3	0	4.6
S III	7.0	15.2	-0.2	4.9
K I	6.5	13.6	-0.2	5.0
K II	6.5	14.0	0	4.9
K III	6.7	14.3	0	5.1

In Tab.3 sind die Temperaturverhältnisse an den Meßpunkten zusammengefaßt. Die gemessenen Maximaltemperaturen reichen von 11.8°C bis zu 16.7°C, die Minimalwerte liegen zwischen 0°C und -0.5°C.

In Kirnbach und Seebach steigen mit zunehmender Entfernung von der Quellregion mittlere Temperaturen, Maximalwerte und Schwankungsbreite (Standardabweichung) kontinuierlich an, ein für Mittelgebirgsbäche charakteristisches Verhalten (ECKEL & REUTER 1950). Allerdings ist die Tendenz beim tief in das Tal eingegrabenen Kirnbach schwächer ausgeprägt als beim überwiegend sonnenexponierten Seebach. Die gleiche Entwicklung zu steigendem Temperaturmittel und stärkeren Schwankungen zeigt die Fließstrecke Lindach-Goldersbach.

Im Arenbach ist die Tendenz gegenläufig. Der Erlenweiher, den der Arenbach vor dem Schaugatter und AI durchfließt (Abb.1),

und die Thermik in solchen stehenden Gewässern sind der Grund für die in Fließrichtung sinkenden Temperaturen in der fließenden Welle des Arenbaches. Ganglinien von Temperatur und Stoffhaushalt in Fließgewässern werden immer von den Verhältnissen in der oberhalb gelegenen Fließstrecke beeinflußt (SCHWOERBEL 1980).

3.1.3. pH - WERT

Die mittleren pH-Werte der Meßpunkte liegen alle zwischen 8.0 und 8.2 (Tab.4). Basischer Charakter und hohe Einheitlichkeit der Meßwerte resultieren aus dem Kalkreichtum der wasserführenden oder vom Bachlauf angeschnittenen Schichtungen.

Tab. 4 : pH-Werte an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	max.	min.	s
KB	8.0	8.3	7.5	0.2
G I	8.1	8.3	7.3	0.2
G II	8.0	8.3	7.6	0.2
G III	8.0	8.3	7.5	0.2
G IV	8.1	8.4	7.6	0.2
G V	8.2	8.5	7.6	0.2
A I	8.2	8.9	7.6	0.2
A II	8.2	8.6	7.6	0.2
A III	8.2	8.5	7.6	0.2
S I	8.1	8.3	7.6	0.2
S II	8.1	8.3	7.5	0.2
S III	8.2	8.4	7.6	0.2
K I	8.1	8.4	7.6	0.2
K II	8.2	8.5	7.6	0.2
K III	8.2	8.5	7.5	0.2

Die Schwankungsbreite ist an allen Probenahmestellen einheitlich gering (s = 0.2).

Die Meßwerte aller Bäche steigen mit zunehmender Entfernung von der Quellregion leicht an. Dies betrifft Mittel- und Maximalwerte, mit Ausnahme der Maximalwerte im Arenbach. Hier sind die Höchstwerte durch biogene Entkalkung innerhalb des Erlenweihers bedingt und sinken im Verlauf der Fließstrecke ab. Bei Hochwasser sinkt der pH-Wert aller Bäche, eine Folge der Verdünnung durch saure Wässer aus dem Niederschlag und aus den Böden des Einzugsgebietes. Oszillationen unterhalb der Hochwasserschwelle verändern den pH-Wert nicht oder so geringfügig, daß eine Korrelation des pH-Wertes zur Wasserführung an keinem Meßpunkt signifikant ist.

3.1.4. ELEKTROLYTISCHE LEITFÄHIGKEIT

Mit Mittelwerten zwischen 387 und 448 $\mu S \cdot cm^{-1}$ ist die Leitfähigkeit bereits im Quellgebiet der Bäche hoch (Tab.5). Sie ist Indikator der Salzlösungsfracht aus dem Keuper-Lias-Einzugsgebiet des Goldersbachsystems.

Tab. 5 : Die elektrolytische Leitfähigkeit ($\mu S \cdot cm^{-1}$) an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	max.	min.	s
KB	387	490	140	89
G I	414	590	150	103
G II	535	790	200	154
G III	634	955	145	166
G IV	644	920	145	162
G V	652	900	170	196
A I	477	715	160	144
A II	451	670	160	105
A III	441	630	150	97
S I	438	595	100	131
S II	527	1100	180	153
S III	538	1130	160	149
K I	448	620	150	88
K II	458	590	160	86
K III	478	720	210	98

Auf der Fließstrecke Lindach-Goldersbach kommt es bei GII und GIII zu einem sprunghaften Anstieg der Mittel- und Extremwerte. Dies ist die Folge von Sulfat-Ionenzufluß aus dem Gipskeuper, der im Einzugsbereich von GII und GIII ansteht.
Wasser mit solchen, geogen hohen Salzfrachten erfahren bei Niederschlag eine Verdünnung, was in einer hohen Schwankungsbreite der Meßwerte zum Ausdruck kommt. Die Standardabweichungen sind in diesem Bereich annähernd doppelt so hoch wie in Klingenbach, Kirnbach und Arenbach (Tab.5). Der Zulauf von Wasser anderer Herkunft läßt die Leitfähigkeit nach GIII zunächst sinken, bei GV steigen die Meßwerte jedoch wieder an. Dies geht auf die Einmündung des Seebaches mit saisonal hoher Salzbelastung, aber auch auf die winterliche Streusalzbelastung und die ganzjährige Abwassereinleitung auf der Fließstrecke des Goldersbaches selber in und unterhalb von Bebenhausen zurück.
An den Meßwerten im Seebach wird anthropogener Einfluß in Form von Streusalzbelastung deutlich. Meßpunkt SI ist in einem Waldgebiet gelegen und entspricht in der Höhe der Leitfähigkeit den übrigen quellnahen Probenahmenstellen. An Meßpunkt SII - an der Bundestraße B27 gelegen - kommt es zu einem sprunghaften Anstieg der Leitfähigkeit. Spitzenwerte sind durch akute Salzstöße im Winter verursacht. Bis Meßpunkt SIII steigen die Meßwerte noch einmal geringfügig (Abb.6).

Die Leitfähigkeit im Kirnbach nimmt mit der Fließstrecke geringfügig zu, im Arenbach ist ein kontinuierlicher Rückgang der Werte zu verzeichnen.

Die Leitfähigkeit aller untersuchten Bäche ist mit dem Abfluß korreliert (Tab.6). Die hohen Standardabweichungen weisen bereits auf die Verdünnung der Ionenkonzentration bei zunehmender Wasserführung hin. Besonders deutlich ist der Zusammenhang an KB, GI und AIII. Wegen der nur geringen Wasserführung von Klingenbach und Lindach wirkt sich der Zufluß von Niederschlags- bzw. Schmelzwasser relativ stärker aus als in den größeren Bächen. Der Grund für die hohe Signifikanz der Beziehung an AIII (Tab.6) bleibt unklar.

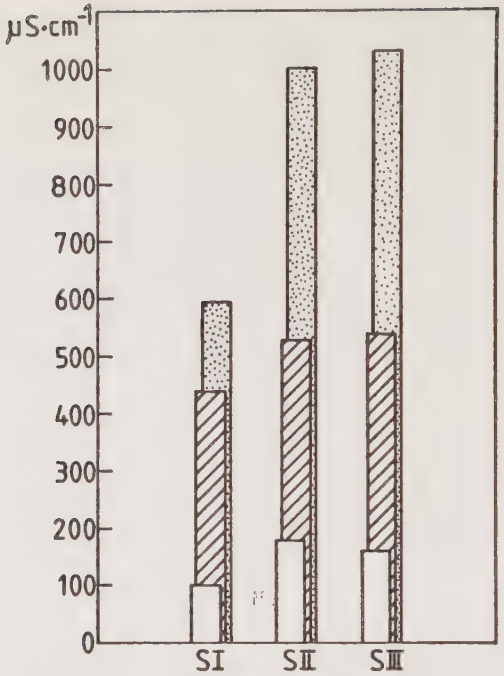

Abb. 6 : Mittel- und Extremwerte der Leitfähigkeit am Seebach.

Tab. 6 : Korrelationen der Leitfähigkeit mit anderen Parametern.

Korrelation	Meßpunkt	Korrelations-koeffizient(r)	Irrtums-wahrscheinl.(%)
Leitf./Abfluß	KB	-0.76	≤ 0.1
"	G I	-0.70	≤ 0.1
"	A III	-0.85	≤ 0.1
"	S II	-0.47	≤ 1.0
"	K II	-0.47	≤ 1.0
Leitf./Cl^-	S II	0.62	≤ 0.1
"	K III	0.39	≤ 1.0
Leitf./G.härte	KB	0.71	≤ 0.1
"	G IV	0.76	≤ 0.1
"	G V	0.65	≤ 0.1
"	A III	0.52	≤ 5.0
"	S III	0.61	≤ 1.0
"	K III	0.63	≤ 1.0

An 6 Meßpunkten aus allen Bächen sind Leitfähigkeit und Gesamthärte korreliert. Da die härtebildenden Ionen überwiegend geogener Natur sind, werden sie bei Niederschlagsereignissen verdünnt. Mit der Ionenkonzentration sinkt auch die Leitfähigkeit. An den streusalzbeeinflußten Meßpunkten SII und KIII besteht eine Korrelation zur Chloridkonzentration.

3.1.5. CHLORIDKONZENTRATION

Die Chloridkonzentration von Fließgewässern wird durch geologische Faktoren, Niederschläge und anthropogene Einflüsse bestimmt. Solche Einflüsse lassen sich im Goldersbachsystem deutlich machen.

Tab. 7 : Chloridkonzentrationen ($mg \cdot l^{-1}$) an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	max.	min.	s
KB	9	15	7	2
G I	18	31	5	4
G II	12	19	3	3
G III	11	19	3	3
G IV	11	16	3	3
G V	21	61	6	9
A I	9	14	3	2
A II	10	15	4	1
A III	10	18	2	2
S I	13	19	4	5
S II	53	326	9	59
S III	55	342	7	62
K I	35	81	14	11
K II	34	77	13	10
K III	31	84	11	12

Der Seebach begleitet in seinem Unterlauf die Bundesstraße B27 und ist direkt dem Zufluß von Straßenabflußwasser ausgesetzt.

Im Winter ist dieses Wasser zeitweise massiv mit gelöstem Streusalz belastet. Der Kirnbach entwässert einen Teil der Kreisstraße K 6913 und wird in geringerem Umfang mit Streusalz belastet. Salzbelastung weist überdies der Goldersbach in und unterhalb von Bebenhausen auf. Ohne messbaren Fremdeinfluß bleibt das Chlorid in Klingenbach, Arenbach und im größten Teil von Lindach-Goldersbach.
Die Meßwerte der Chloridkonzentrationen sind in Tab.7 zusammengefaßt, die Verlaufskurven der Konzentration unbeeinflußter und salzbelasteter Meßpunkte am Beispiel von AIII (Abb.7) und SII (Abb.8) dargestellt.

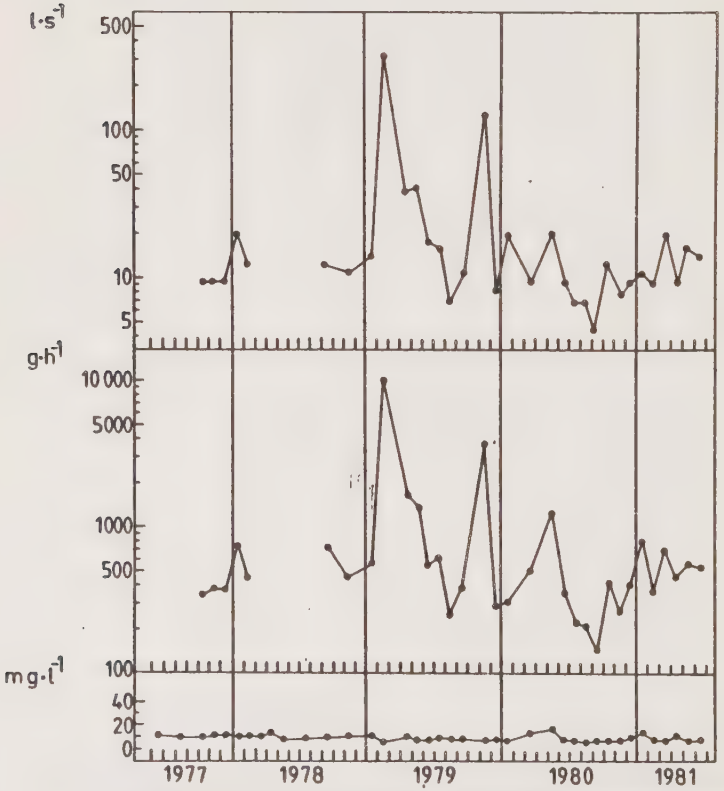

Abb. 7 : Wasserführung, Chloridfracht und Chloridkonzentration am Arenbachpegel (AIII) während des Untersuchungszeitraumes.

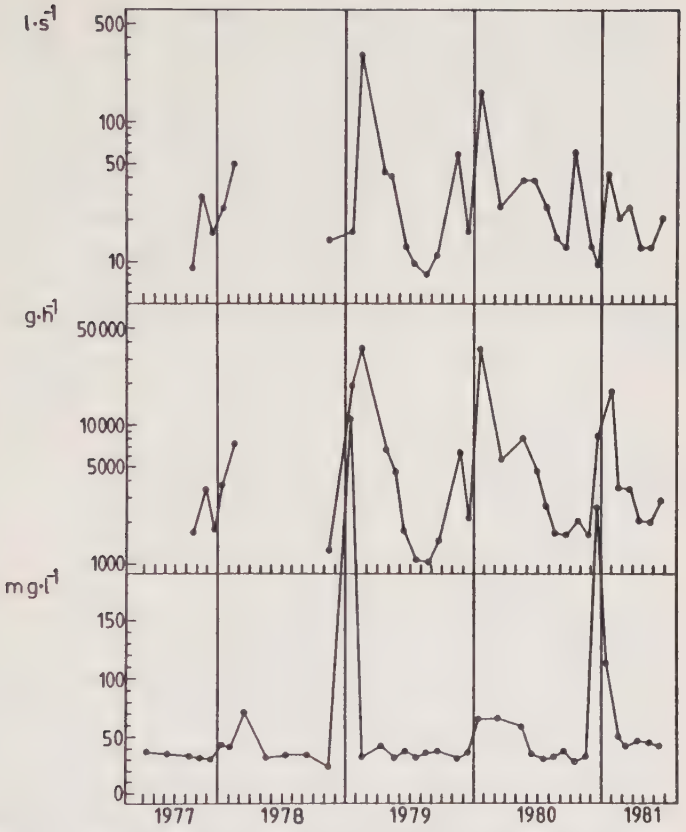

Abb. 8 : Wasserführung, Chloridfracht und Chloridkonzentration am Seebachpegel (SII) während des Untersuchungszeitraumes.

Im Arenbach ist der Konzentrationsverlauf weitgehend unbeeinflußt durch Wasserführung, Jahreszeiten oder andere Faktoren. Die Standardabweichung ist gering (Tab.7). Ähnliche, geogen geprägte Verlaufskurven lassen sich im Goldersbach von GII bis GIV und im Klingenbach messen.

Meßpunkt GI hat ganzjährig leicht erhöhte Chloridkonzentrationen, wobei Spitzen nicht mit bestimmten Jahreszeiten korreliert sind. Da neben Chlorid auch andere, als Belastungsindikatoren

geltende Parameter erhöht sind (vgl.3.1.8.2.), besteht der Verdacht auf einen Zusammenhang mit einer seit Jahren geschlossenen und rekultivierten Mülldeponie im Einzugsbereich der oberen Lindach.
Die im Winter ansteigenden Meßwerte an GV sind Ausdruck der Salzbelastung in den Zuflüssen Seebach und Kirnbach wie im Goldersbach selbst in und unterhalb von Bebenhausen.

Die Chloridkonzentration im Kirnbach ist gegenüber den unbelasteten Bächen etwa dreifach erhöht (Abb.9).

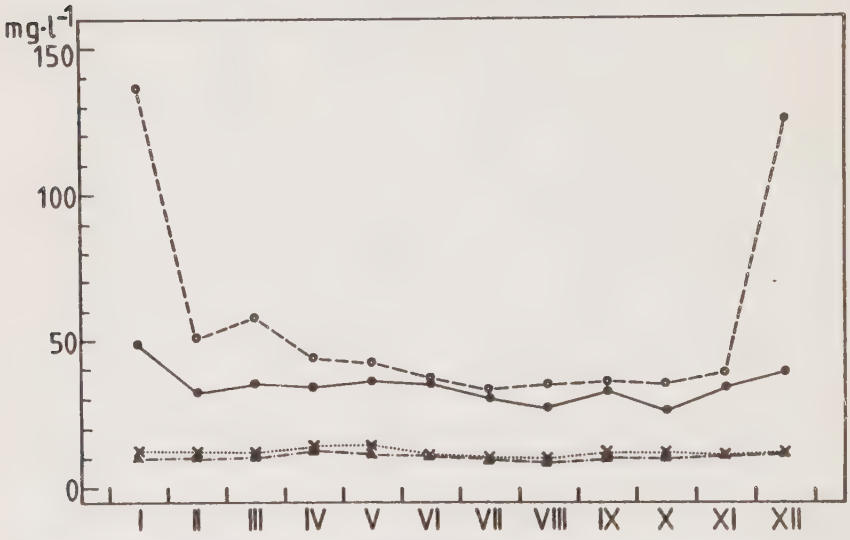

Abb. 9 : Über den Untersuchungszeitraum gemittelte Jahresgänge der Chloridkonzentration an den Pegeln der größeren Bäche

x·····x Goldersbach ▲----▲ Arenbach
o-----o Seebach und ●——● Kirnbach.

Zusätzlich treten im Winter akute Konzentrationsspitzen auf (Tab.7). Im Verlauf der Fließstrecke sinkt die Konzentration durch Verdünnung leicht.

Massiv ist die Streusalzbelastung im Seebach (Abb.8). Den "natürlichen" Basiswert zeigt der straßenfern gelegene Meßpunkt SI. Meßwerte und Standardabweichung liegen hier in der gleichen

Größenordnung wie in den unbelasteten Bachläufen. Bis Probenahmestelle SII steigt die mittlere Cl^-- Konzentration um ca. 500% und nimmt bis SIII noch einmal zu. Auch im Sommerhalbjahr bleiben die Meßwerte etwa viermal höher als in den unbelasteten Bächen(Abb.9), was, wie im Kirnbach, auf eine verzögerte Auswaschung von Salz aus den Böden des straßennahen Einzugsgebietes zurückzuführen ist. Die Maximalwerte im Winter liegen in einer Größenordnung, die für eine Reihe limnischer Organismen bereits toxisch ist (LIEBMANN 1960). So fehlen bei SII und SIII auch bestimmte Oligochaetenspezies, die in den Schönbuchbächen sonst überall vertreten sind (KRACHT 1978). Wegen der Konzentrationsspitzen im Winter sind die Standardabweichungen hoch.

Tab. 8 : Die Chloridfrachten an den Pegeln der untersuchten Bäche.

Meßpunkt	Gramm/Stunde				Kilogramm/Jahr
	$\bar{x}$	max.	min.	s	Jahresfracht
KB	268	907	99	519	2129
G I	891	8280	104	1475	7803
G IV	7249	43488	1944	7899	63501
A III	972	10336	214	1819	8515
S II	6316	35640	1037	8726	55328
K II	5597	32587	848	9148	49027

Die Höhe der Salzfrachten an den Pegeln der unbelasteten Bäche (Tab.8) wird durch die Abflußmenge bestimmt (Abb.7). Die Chloridkonzentration reagiert kaum auf Abflußänderungen. Auch in den mit Streusalz verunreinigten Bachläufen ist die Cl^--Fracht primär durch die Abflußverhältnisse bestimmt(Abb.8). Lediglich extreme Konzentrationsspitzen bewirken hohe Salzfrachten auch bei niedriger Wasserführung.

Dementsprechend fehlen Korrelationen zwischen Chloridkonzentration und Abfluß. Eine signifikante Beziehung zur Leitfähigkeit besteht an SII und KIII (Tab.9). Darüberhinaus läßt sich an GV und KI eine negative Korrelation zwischen Chlorid und Wassertemperatur berechnen. Diese Beziehung folgt daraus,

daß streusalzbedingte Maximalkonzentrationen nur im Winter bei niedrigen Wassertemperaturen auftreten.

Tab. 9 : Korrelationen der Cl^--Konzentration zu anderen Parametern.

Korrelation	Meßpunkt	Korrelations-koeffizient (r)	Irrtums-wahrscheinl. (%)
Cl^-/Leitf.	S II	0.62	$\leq$ 0.1
"	K III	0.39	$\leq$ 1.0
Cl^-/Temp.	G V	-0.46	$\leq$ 1.0
"	K I	-0.37	$\leq$ 5.0

3.1.6. HÄRTE

Die Härte des Wassers ist ein Maß für die Konzentration bestimmter, im Wasser gelöster Salze. Härtebildner sind überwiegend geogen.
In den Tabellen 10 und 11 sind die verschiedenen Komponenten der Wasserhärte im Goldersbachsystem zusammengestellt.

Tab. 10 : Die Gesamthärte (°dH) an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	max.	min.	s
KB	17	25	8	4
G I	20	32	6	6
G II	25	37	18	5
G III	31	49	17	8
G IV	30	39	21	6
G V	29	45	15	6
A I	23	35	10	5
A II	23	30	10	4
A III	22	33	10	4
S I	19	23	7	5
S II	21	29	10	4
S III	21	28	8	4
K I	18	25	10	4
K II	19	24	12	4
K III	20	24	12	4

Klingenbach, Arenbach, Seebach und Kirnbach sind mit Gesamthärten zwischen 17 und 23°dH als "hart" einzuordnen. Im Verlauf der Fließstrecken bleibt die Härte annähernd gleich. Auf der Fließstrecke Lindach-Goldersbach steigt die Gesamthärte von 20°dH an GI über 25°dH an GII auf mittlere 31°dH an GIII, von wo an das Wasser als"sehr hart"zu klassifizieren ist. Die Zunahme der Gesamthärte resultiert aus einem Anstieg der Nichtkarbonathärte bei unverändertem Anteil der Karbonathärte (Tab.11).

Tab. 11 : Karbonathärte (KH) und Nichtkarbonathärte (NKH) in °dH an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	KH $\bar{x}$	KH max.	KH min.	KH s	NKH $\bar{x}$
KB	12	18	5	3	5
G I	15	20	3	4	5
G II	14	18	7	3	11
G III	15	20	6	3	16
G IV	15	20	7	3	15
G V	15	20	6	3	14
A I	16	20	6	3	7
A II	16	19	5	3	7
A III	18	26	6	4	4
S I	15	21	4	5	4
S II	15	20	5	4	6
S III	16	21	6	4	5
K I	13	17	6	3	5
K II	13	17	6	3	6
K III	14	18	7	3	6

Wie bereits angesprochen, werden aus dem im Einzugsgebiet anstehenden Gipskeuper Sulfat-Ionen d.h. Nichtkabonathärte-Bildner eingetragen.
Die Karbonathärte der Bäche beträgt zwischen 12 und 18°dH

und bildet an der Mehrzahl der Meßpunkte den dominierenden Härteanteil. Lediglich im Bereich des Gipskeupers sinkt ihr Anteil auf ca.50% der Gesamthärte.

An 4 Pegeln ist die Gesamthärte negativ mit dem Abfluß korreliert (Tab.12), ein Hinweis auf die Verdünnung der Härtebildner bei steigender Wasserführung. Eine positive Beziehung zur Leitfähigkeit besteht an 6 Meßpunkten aus allen Bächen.

Tab. 12 : Korrelationen der Gesamthärte zu anderen Parametern.

Korrelation	Meßpunkt	Korrelations-koeffizient(r)	Irrtums-wahrschein.(%)
Härte/Abfl.	G I	-0.51	$\leq$ 5.0
"	G IV	-0.60	$\leq$ 1.0
"	A III	-0.40	$\leq$ 5.0
"	S II	-0.40	$\leq$ 5.0
Härte/Leitf.	KB	0.71	$\leq$ 0.1
"	G IV	0.76	$\leq$ 0.1
"	G V	0.65	$\leq$ 0.1
"	A III	0.52	$\leq$ 5.0
"	S III	0.61	$\leq$ 1.0
"	K III	0.63	$\leq$ 1.0

3.1.7. ANORGANISCHER KOHLENSTOFFGEHALT

pH-Wert, Leitfähigkeit und Härte kennzeichnen die Schönbuchbäche als kalkreiche Gewässer. Dem entspricht ein hoher anorganischer C-Gehalt als Summe von HCO_3^--C, CO_2^--C und CO_3^{2-}-C. Die mittleren Konzentrationen betragen 55-76 $mg \cdot l^{-1}$C.
In Goldersbach und Kirnbach bleibt die Konzentration im Verlauf der Fließstrecken annähernd gleich, im Seebach nimmt sie zu. Da diese Zunahme auf einzelne hohe Meßwerte an SII und SIII zurückgeht, ist an einen Zusammenhang mit der Straßenentwässerung zu denken.
Die Konzentration im Arenbach sinkt mit der Fließstrecke.

Wegen der schlechten Diffusionsfähigkeit von CO_2 in Wasser, kann es in stehenden Gewässern zur Anreicherung von CO_2-C aus der mikrobiellen Reduktion organischen Materials kommen. Fließt solches C-angereicherte Wasser z.B. aus dem Erlenweiher in den Arenbach aus, so ist wegen der Turbulenz der fließenden Welle ein Ausgasen von CO_2 und eine Verringerung der anorganischen Kohlenstoffkonzentration zu erwarten. So weist auch der Kohlenstoffhaushalt im Arenbach auf die Bedeutung des Erlenweihers für die Verhältnisse im abfließenden Bach hin.

Tab. 13 : Anorganische Kohlenstoffkonzentration ($mg \cdot l^{-1}$) an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	max.	min.	s
KB	59	86	14	15
G I	63	90	11	18
G II	65	80	46	9
G III	68	90	54	9
G IV	68	83	49	9
G V	67	153	27	26
A I	76	112	22	20
A II	69	82	22	15
A III	68	81	23	14
S I	58	84	18	21
S II	61	110	18	26
S III	70	99	24	19
K I	55	72	22	13
K II	56	74	25	12
K III	57	76	28	15

Jahreszeitlich bedingte Schwankungen der C-Konzentration konnten nicht festgestellt werden. Die beobachteten Veränderungen resultieren aus der Verdünnung durch Niederschlag.

Dem entspricht auch eine hochsignifikante Korrelation zur Wasserführung an allen Pegeln (Tab.14).

Tab. 14 : Korrelationen der anorganischen Kohlenstoffkonzentration zu anderen Parametern.

Korrelation	Meßpunkt	Korrelations-koeffizient(r)	Irrtums-wahrscheinl.(%)
Anorg.C/Abfluß	KB	-0.87	≤ 0.1
"	GI	-0.93	≤ 0.1
"	GIV	-0.56	≤ 5.0
"	AIII	-0.92	≤ 0.1
"	SII	-0.80	≤ 0.1
"	KII	-0.85	≤ 0.1

3.1.8. SAUERSTOFFHAUSHALT

3.1.8.1. SAUERSTOFFKONZENTRATION UND -SÄTTIGUNG

In Tab.15 sind die Mittel- und Extremwerte von O_2-Konzentration und O_2-Sättigung während des Untersuchungszeitraumes zusammengestellt. Die mittleren Konzentrationen unterscheiden sich kaum zwischen den Meßpunkten. Das niedrigste Mittel von 10.6 $mg \cdot l^{-1}$ und damit der einzige Durchschnittswert unter 11 $mg \cdot l^{-1}$ errechnet sich für Meßpunkt AI.

Für die Beurteilung der Sauerstoffversorgung gibt es verschiedene methodische Ansätze und Systeme. Wegen seiner Bedeutung für die Biozönose im Gewässer, klassifiziert z.B. die LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG den Sauerstoffhaushalt u.a. nach dem Mindestsauerstoffgehalt:

Belastungsstufe		Mindestsauerstoffgehalt	
I	sehr gut	8	$mg \cdot l^{-1}$ O_2
II	gut	6	"
III	kritisch	4	"
IV	schlecht	2	"

Zugrunde gelegt werden die im Untersuchungszeitraum gemessenen Minimalwerte.

Geringste O_2-Konzentrationen wurden im Goldersbachsystem jeweils in den Herbstmonaten und bei Niedrigwasser gemessen.

Tab. 15 : Sauerstoffkonzentration ($mg \cdot l^{-1}$) und Sauerstoffsättigung (%) an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	max.	min.	s	Meßpunkt	$\bar{x}$	max.	min.	s
KB	11.1	12.9	7.1	1.5	KB	93	107	62	7.1
G I	11.2	14.1	6.6	1.6	G I	92	105	60	8.4
G II	11.0	14.1	6.4	1.6	G II	89	102	60	10.3
G III	11.0	14.1	6.4	1.7	G III	89	104	60	10.3
G IV	11.4	14.5	7.3	1.7	G IV	96	105	72	6.6
G V	11.3	16.6	6.8	2.0	G V	97	168	63	15.5
A I	10.6	13.7	5.6	1.8	A I	89	103	54	10.8
A II	11.0	14.8	5.6	2.2	A II	93	121	54	13.1
A III	11.2	14.6	6.5	1.9	A III	93	105	61	10.6
S I	11.1	14.0	8.4	1.5	S I	91	100	63	7.0
S II	11.0	14.2	8.0	1.8	S II	90	101	67	7.5
S III	11.1	13.8	6.9	1.9	S III	93	111	74	8.2
K I	11.0	14.2	9.0	1.6	K I	92	101	68	7.5
K II	11.2	14.6	6.7	1.7	K II	94	103	60	8.7
K III	11.4	14.1	8.4	1.6	K III	95	107	74	6.4

Mit Minimalwerten über 6 und teilweise über 8 $mg \cdot l^{-1}$ entspricht die Sauerstoffversorgung den Gütestufen I oder II. Lediglich der Arenbach unterschreitet mit 5.6 $mg \cdot l^{-1}$ an AI diese Gütebereiche und muß hier der Belastungsstufe II-III (gut-kritisch) zugeordnet werden.

Für die Lebensfähigkeit aerober Organismen im Wasser ist die absolute O_2-Konzentration entscheidend. Diese hängt jedoch über das HENRY'sche Gesetz von Luftdruck und Temperatur ab. Mit der relativen Sauerstoffsättigung steht ein temperaturunabhängiges und daher besser vergleichbares Maß der O_2-Versorgung zur Verfügung. Der niedrige mittlere Sauerstoffgehalt, wie der niedrigste Mindestsauerstoffgehalt an AI scheinen zunächst auf eine verstärkte O_2-Zehrung beim Abbau organischer Substanz hinzuweisen (vgl. BSB_5). Da die mittlere Sättigung an AI sich aber nicht von der Sättigung an den anderen Meßpunkten unterscheidet, muß die niedrigere O_2-Konzentration auf die Thermik des Erlenweihers zurückgeführt werden.

GV ist die einzige Probenahmestelle und nahezu der einzige Bereich im Goldersbachsystem, an dem während der Sommermonate submerse Vegetation zu beobachten ist. In dieser Zeit sind weite Teile des Bachgrundes mit dichten Polstern von Cladophora spec. bedeckt. Durch photosyntetische Sauerstoffproduktion nehmen die Algen Einfluß auf den O_2-Haushalt der fliessenden Welle. So konnten während der Sommermonate zeitweise hohe O_2-Übersättigungen gemessen werden (Tab.15). Da jedoch in den Spätsommer- und Herbstmonaten an anderen Meßpunkten Minimalkonzentrationen auftreten, sind die Mittel von O_2-Konzentration und -Sättigung an GV im Vergleich mit anderen Probenahmestellen hoch und stehen im Gegensatz zu den Verhältnissen in den übrigen Monaten.

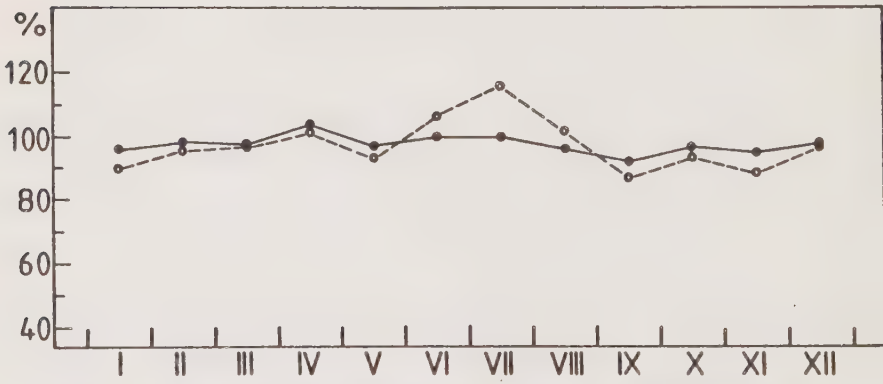

Abb. 10 : Gemittelter Jahresgang der Sauerstoffsättigung an den Pobenahmestellen GIV ●——● und GV o----o.

Abb.10 gibt den über den Untersuchungszeitraum gemittelten Jahresgang der Sauerstoffsättigung an GV und zum Vergleich an GIV wieder. Während der Wintermonate liegen die Sättigungswerte an GIV höher, in der Vegetationsperiode übertrifft die O_2-Sättigung an GV zeitweise deutlich 100% und die Meßwerte an GIV.

3.1.8.2. BIOCHEMISCHER SAUERSTOFFBEDARF

Der biochemische Sauerstoffbedarf ist ein Summenparameter für die Respiration der aktiven Mikroorganismen und dient als Maß von Belastungen eines Wassers mit aerob abbaubaren Stoffen. Im Gegensatz zur Abwasser- und Trinkwasseranalytik hat sich bei der Untersuchung von Oberflächengewässern neben dem biochemischen Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB_5) auch der BSB_2 (2 Tage) durchgesetzt. Dabei wird davon ausgegangen, daß eine Standzeit von 2 Tagen den Verhältnissen im natürlichen Gewässer eher entspricht als eine längere Bebrütung. Die Auswirkungen der standardisierten Bedingungen im Labor (2o°C, Dunkel, fehlende Turbulenz, sinkende O_2-Konzentration etc.) verändern jedoch die heterotrophe Bakterienflora der Probe innerhalb weniger Stunden (STRASKRABOVA 1979). Die Ergebnisse von BSB_2 wie von BSB_5 sind lediglich ein Maß der potentiellen Abbauleistung und entsprechen nicht den Selbstreinigungsvorgängen in Gewässern.

Wegen der unterschiedlichen Abbaucharakteristik organischer Wasserinhaltsstoffe, die sukzessive angegriffen werden, lassen sich BSB_2-Werte aus Oberflächengewässern nicht zu BSB_5-Werten hochrechnen. So erscheint ein längerer Bebrütungszeitraum sinnvoll, der aber von der nach ca. 5 Tagen beginnenden einsetzenden Nitrifikation begrenzt wird. Aus diesem Grunde fand bei der vorliegenden Untersuchung der BSB_5 Verwendung.

Die LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG unterscheidet 5, anhand des BSB_5 definierte Gütestufen. Nach diesen Kriterien haben alle Meßpunkte im Goldersbachsystem BSB_5-Mittel der Gütestufen I und I-II, wie es für unbelastete oder geringbelastete Gewässer zu erwarten ist (Tab.16).
Den höchsten Mittelwert 2.0 $mg \cdot l^{-1}$ BSB_5 hat Meßpunkt GV, der einzige mit Abwasser belastete Bereich im Goldersbachsystem. AI hat ebenfalls ein leicht erhöhtes BSB_5-Mittel und den höchsten im Untersuchungsgebiet gemessenen Maximalwert. Ein Wert von 9.7 $mg \cdot l^{-1}$, wie er am 9.10.1977 an AI gemessen wurde, spricht für kurzfristige, massive organische Verunreinigungen.

Tab. 16 : Biochemischer Sauerstoffbedarf BSB_5 ($mg.l^{-1}$) an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	max.	min.	s
KB	1.4	6.3	0.4	1.2
G I	1.7	7.4	0.2	1.2
G II	1.5	4.6	0.5	1.0
G III	1.5	6.2	0.2	1.1
G IV	1.6	7.0	0.2	1.3
G V	2.0	7.8	0.3	1.3
A I	1.9	9.7	0.4	1.7
A II	1.4	4.3	0.2	0.9
A III	1.4	3.2	0.3	0.9
S I	1.5	2.9	0.2	1.2
S II	1.5	4.1	0.6	0.8
S III	1.8	4.8	0.6	0.9
K I	1.4	3.4	0.4	0.8
K II	1.4	3.7	0.2	0.9
K III	1.8.	4.8	0.6	0.9

In Kirnbach und Seebach zeigen Minimal- und Maximalwerte eine Zunahme der Sauerstoffzehrung im Verlauf der Fließstrecke. Diese Tendenz läßt sich auch in Lindach-Goldersbach beobachten. Lediglich an GI liegen Mittel- und Maximalwerte höher als an den nachfolgenden Meßpunkten. Der Arenbach zeigt gegenläufiges Verhalten. Die höchsten Werte werden an AI gemessen, im weiteren Bachverlauf sinken sie.

An 3 Meßpunkten ist der BSB_5 mit dem Abfluß korreliert (Tab.17) Weiter besteht über den größten Teil der Fließstrecke Lindach-Goldersbach und im Klingenbach eine signifikante Beziehung zur Nitratkonzentration. An KB, an GI - GIII und an SI korrelieren BSB_5 und $KMnO_4$-Verbrauch. Diese Beziehung fällt jedoch an allen Meßpunkten unter die Signifikanzschwelle (95%), wenn die Hochwasserwerte unberücksichtigt bleiben. Offenbar werden bei Hochwasser insbesondere den im Wald gelegenen Bachstrecken abbaufähige organische Stoffe aus der terrestischen Umgebung zugeführt, die sowohl als $KMnO_4$-Verbrauch wie als BSB_5 messbar sind.

An GII und GIII ist eine negative Korrelation des BSB_5 zur Wassertemperatur signifikant, an SII und KIII bleibt sie geringfügig unter der Signifikanzschwelle. Nach den Untersuchungen zur heterotrophen Aktivität (vgl.3.3.3.2.1.) ist diese Tendenz zu höherem BSB_5 in den kalten Monaten eine Folge physikalischer Prozesse. Nach der van't Hoff'schen Regel beschleunigt eine Temperaturerhöhung die Geschwindigkeit biologischer Abläufe. Bei der BSB_5-Bestimmung werden die Wasserproben auf 20°C gebracht und inkubiert. Die Temperaturerhöhung gegenüber der in situ-Temperatur ist während der Wintermonate besonders groß. Kälteadaptierte Mikroorganismen erhöhen Stoffwechselgeschwindigkeit und Respirationsrate im Winter demnach besonders stark, soweit sie bei 20°C noch zum Wachstum in der Lage sind.

Tab. 17 : Korrelationen des BSB_5 zu anderen Parametern.

Korrelation	Meßpunkt	Korrelationskoeffizient(r)	Irrtumswahrscheinl.(%)
BSB_5/Abfluß	KB	0.44	$\leq$ 5.0
"	G I	0.39	$\leq$ 5.0
"	G IV	0.78	$\leq$ 0.1
BSB_5/Temp.	G II	-0.58	$\leq$ 0.1
"	G III	-0.40	$\leq$ 5.0
$BSB_5/KMnO_4$	KB	0.75	$\leq$ 0.1
"	G I	0.71	$\leq$ 0.1
"	G II	0.71	$\leq$ 0.1
"	G III	0.50	$\leq$ 1.0
"	S I	0.70	$\leq$ 0.1
BSB_5/NO_3^--N	KB	0.76	$\leq$ 0.1
"	G I	0.70	$\leq$ 0.1
"	G II	0.61	$\leq$ 0.1
"	G III	0.43	$\leq$ 5.0
"	G IV	0.58	$\leq$ 0.1
BSB_5/O_2(%)	G V	0.76	$\leq$ 0.1

Die Korrelation des BSB_5 mit der O_2-Sättigung an GV beruht auf der hohen Sauerstoffübersättigung zu Zeiten pflanzlicher O_2-Produktion. Obwohl vor der Inkubation der BSB-Flaschen ein Temperaturausgleich abgewartet wurde, gast in diesen Fällen während der Standzeit überschüssiges O_2 aus, das als BSB_5 mitberechnet wird.

Tab. 18 : BSB_5-Frachten an den Pegelmeßstellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	Gramm/Stunde max.	min.	s	Kilogramm/Jahr Jahresfracht
KB	72	682	5.1	230	720
G I	130	682	5.7	321	1142
G IV	1911	30441	22	5247	16753
A III	188	1722	10	420	1650
S II	213	2376	23	418	1869
K II	252	3048	5.5	649	2203

In Tab.17 sind die BSB_5-Frachten an den Pegeln zusammengestellt Die Korrelation des BSB_5 zum Abfluß in Klingenbach und Lindach-Goldersbach schlägt sich auch in der Höhe der Frachtwerte nieder. So übersteigt die Jahresfracht an GIV die entsprechenden Frachten von Kirnbach und Seebach um das 8-9fache, obwohl die BSB_5-Mittel annähernd gleich sind und die mittlere Wasserführung gegenüber dem Kirnbach nur 3.5-fach und gegenüber dem Seebach 5-fach höher ist. Dagegen stimmen die Verhältniszahlen von Abfluß und BSB_5-Fracht zwischen KB, GI und GIV gut überein. Diese Übereinstimmung resultiert aus der positiven Abflußkorrelation des BSB_5 an diesen Meßpunkten und ist Indikator für den Eintrag von Stoffen aus dem umgebenden Boden. Auf der niederschlagsabhängigen Einschwemmung von Stoffen terrestrischer Herkunft beruht auch die Korrelation des BSB_5 zum $KMnO_4$-Verbrauch und zur Nitratkonzentration an diesen Probenahmestellen (vgl.3.1.9. und 3.1.10.1.). An KB und GI ist parallel dazu auch der Anteil terrestrischer Bakterien an der Bachflora größer (vgl.3.3.1.5.).

3.1.9. OXIDIERBARKEIT ($KMnO_4$-VERBRAUCH)

Tab.19 faßt die Oxidierbarkeit des Wassers mit $KMnO_4$ an den Meßpunkten im Goldersbachsystem zusammen.

Tab. 19 : Oxidierbarkeit ($KMnO_4$-Verbrauch) ($mg \cdot l^{-1}$) an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	max.	min.	s
KB	18	75	4.0	14.2
G I	17	71	3.4	13.0
G II	14	80	3.5	14.0
G III	17	110	4.6	17.7
G IV	14	100	4.5	16.4
G V	14	98	5.1	11.3
A I	21	74	9.9	15.0
A II	14	61	5.0	10.5
A III	13	57	5.1	9.6
S I	17	72	3.9	12.9
S II	18	67	5.8	13.7
S III	16	61	4.2	10.0
K I	13	60	3.4	9.2
K II	12	60	3.8	9.2
K III	12	64	3.4	10.4

Die Mittelwerte des $KMnO_4$-Verbrauches liegen in einer einheitlichen und für reine Oberflächengewässer charakteristischen Größenordnung (HÖLL 1979). Lediglich im Arenbach kommt es zwischen AI und AII zu deutlichen Verschiebungen. Das im Untersuchungsgebiet höchste Mittel von 21 $mg \cdot l^{-1}$ an AI sinkt um ein Drittel auf 14 $mg \cdot l^{-1}$ an AII, die Standardabweichung als Maß der Schwankungsbreite von 15 auf 10. Der Minimalwert geht sogar auf die Hälfte zurück.
Die $KMnO_4$-Verbrauchswerte schwanken zwischen den Probenahmen stark. Die Schwankungen sind an allen Pegeln positiv mit der

Wasserführung korreliert (Tab.21,22). Saisonale Schwankungen lassen sich nicht erkennen.
Wachsende Konzentrationen mit steigendem Abfluß führen bei Hochwasser zu massiv steigenden Frachtwerten. In den Abb.11 und 12 ist dies am Beispiel von GIV und AIII dargestellt.

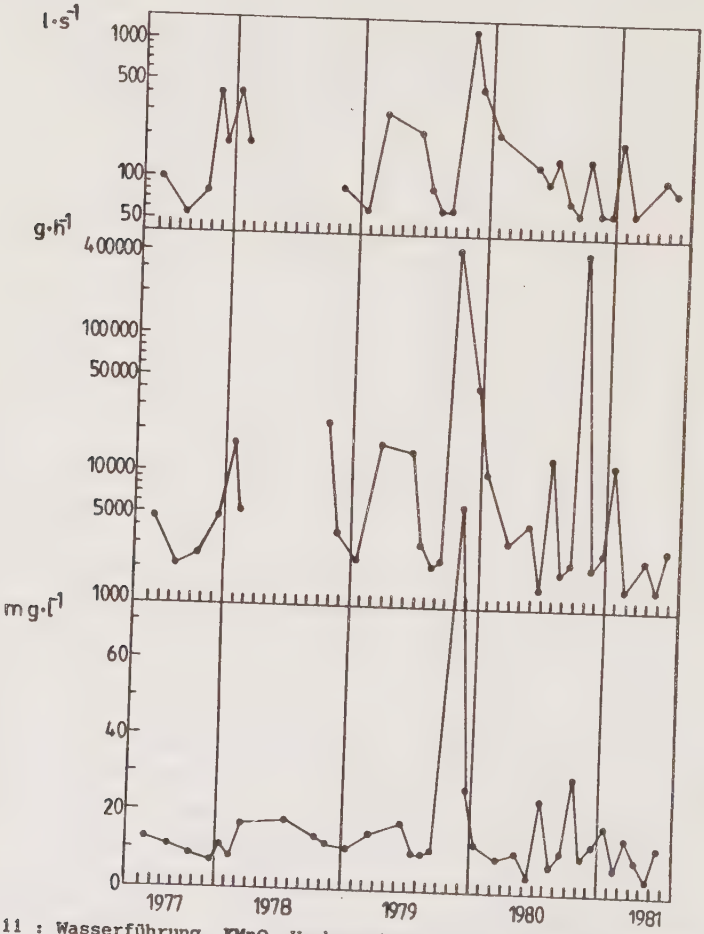

Abb. 11 : Wasserführung, $KMnO_4$-Verbrauchsfracht und $KMnO_4$-Verbrauch am Goldersbachpegel (GIV) während des Untersuchungszeitraumes.

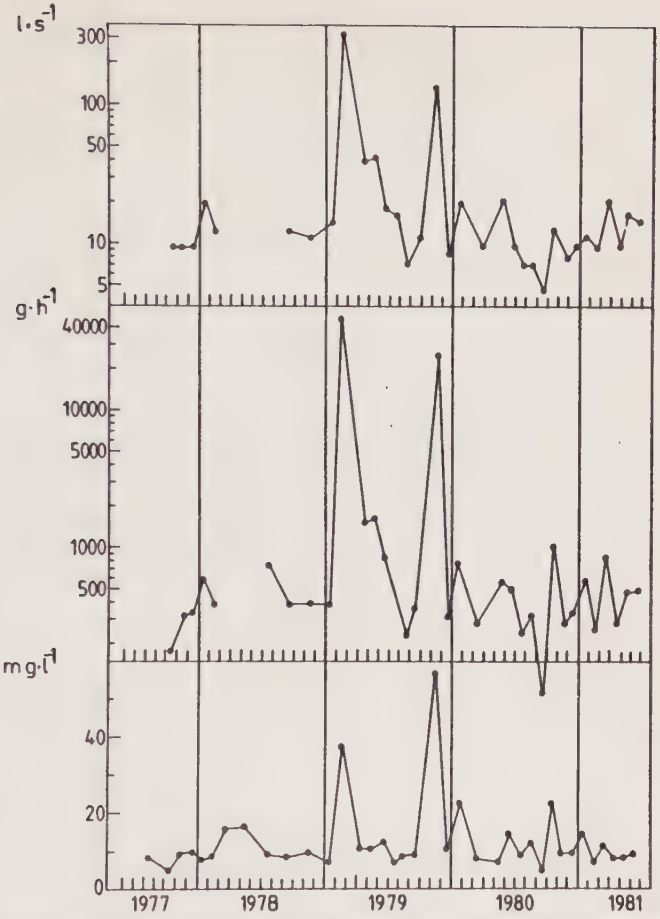

Abb. 12 : Wasserführung, $KMnO_4$-Verbrauchsfracht und $KMnO_4$-Verbrauch am Arenbachpegel (AIII) während des Untersuchungszeitraumes.

Wasserführung, Frachtkurve und Verbrauchskurve verlaufen zwar jeweils gleichsinnig, die Frachten steigen jedoch überproportional (halblogarith. Darstellung).

Die Frachtwerte sind in Tab.20 zusammengefaßt. Die hohen $KMnO_4$-Verbrauchsfrachten bei Hochwasser beeinflussen die Höhe der mittleren Frachten stark. Die arithmetischen Frachtmittel liegen um ein Mehrfaches über den aus den Abb.11 und 12 zu ersehenden "Normalfrachten".

Tab. 20 : $KMnO_4$-Verbrauchsfrachten an den Pegelmeßstellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	Gramm/Stunde $\bar{x}$	max.	min.	s	Kilogramm/Jahr Jahresfracht
KB	421	6210	60	804	4439
G I	1332	18397	55	3448	11668
G IV	18566	434880	1504	69836	162638
A III	2515	43639	89	8419	22034
S II	3027	33480	315	6719	26499
K II	2779	25650	334	6355	24346

In den Abb.13 und 14 ist der $KMnO_4$-Verbrauch in Abhängigkeit vom Abfluß am Beispiel der 4 größten Bäche dargestellt. Es wird deutlich, daß dem Konzentrationsverhalten oxidierbarer Stoffe mehrere Funktionen zugrunde liegen. Die getrennte Kennzeichnung und Darstellung in den Abb.13 und 14 zeigt, daß insbesondere die Proben aus den Herbstmonaten September-November abweichendes Konzentrationsverhalten haben.

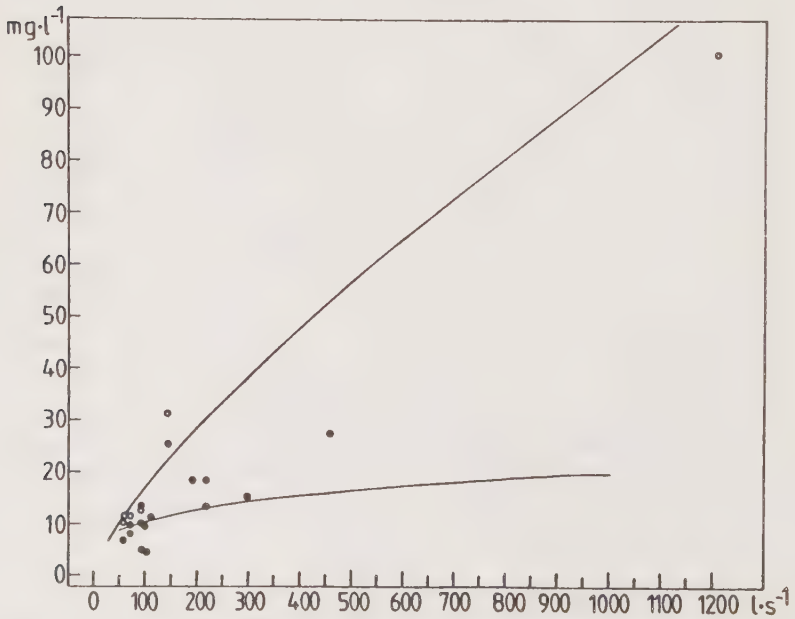

Abb. 13 : Der $KMnO_4$-Verbrauch in Abhängigkeit vom Abfluß an GIV.
● September-November, ○ übrige Monate.

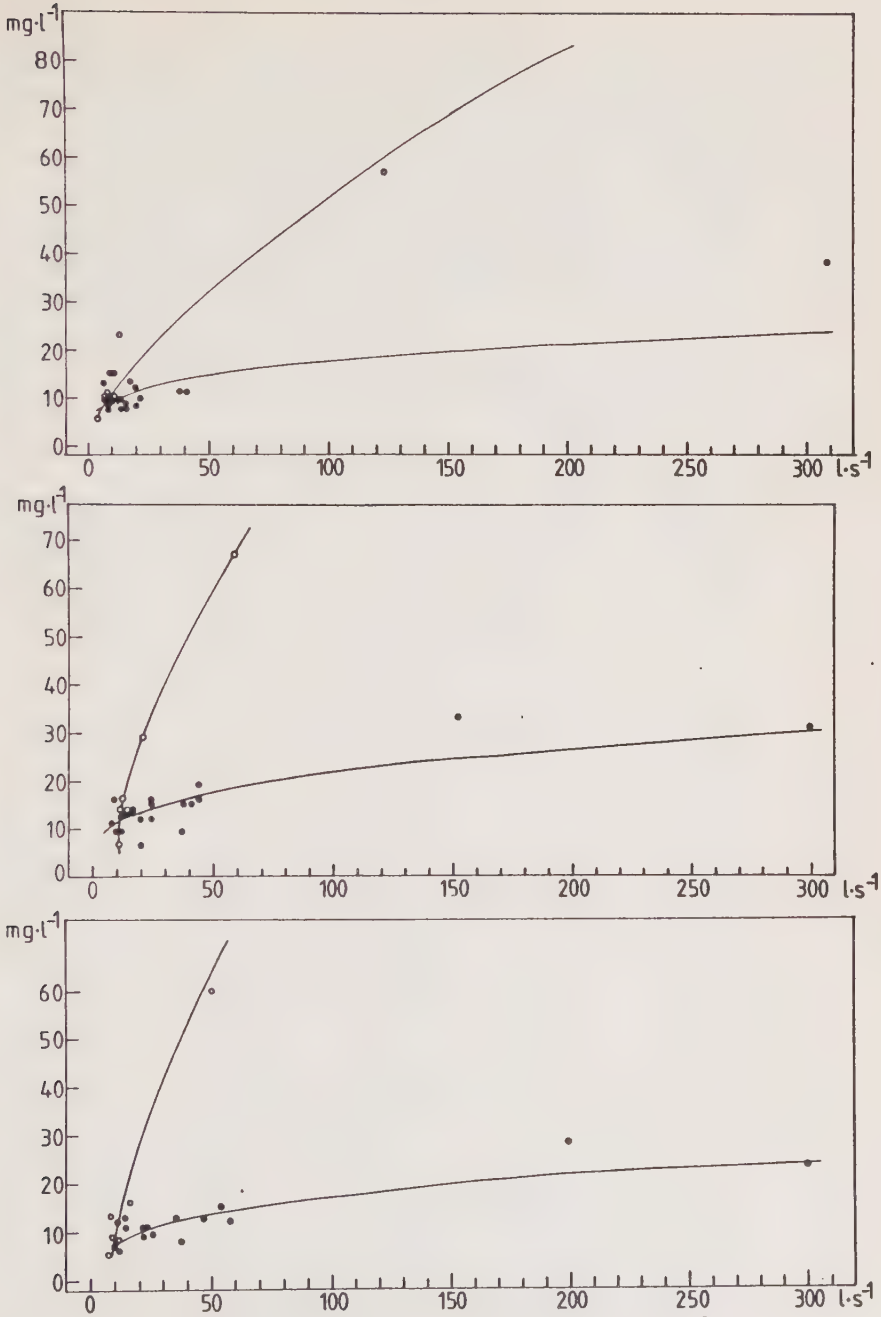

Abb. 14 : Der $KMnO_4$-Verbrauch in Abhängigkeit vom Abfluß.

Oben: an AIII; Mitte: an [illegible]I; Unten: an KII.

● September-November, ○ übrige Monate.

In dieser Zeit nimmt der $KMnO_4$-Verbrauch mit steigendem Abfluß stärker zu als während der übrigen Monate des Jahres. Die Funktionen dieses unterschiedlichen Konzentrationsverhaltens und ihre Korrelationskoeffizienten sind in Tab.21 zusammengestellt. Sowohl für den Gesamtzeitraum, wie für die nach Jahreszeiten getrennte Berechnung sind die Korrelationen hoch signifikant. Lediglich an GIV (Abb.13) bleibt der Zusammenhang der Nicht-Herbstwerte mit dem Abfluß unter der Signifikanzschwelle. Hier fehlen Hochwasserwerte außerhalb der Herbstmonate, so daß die Streuung bei normalem Abfluß größeres rechnerisches Gewicht erhält.

Tab. 21 : Die Korrelationen von $KMnO_4$-Verbrauch und Abfluß an den Pegelmeßstellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	Zeitraum	Funktionskoeffizienten *	Korrelationskoeffizient(r)	Irrtumswahrscheinl.(%)
KB	I - XII	a=0.42, b=0.68	0.72	$\leq$ 0.1
	XII - VIII	a=0.30, b=0.52	0.68	$\leq$ 0.1
	IX - XI	a=0.85, b=0.12	0.94	$\leq$ 0.1
G I	I - XII	a=0.39, b=0.52	0.61	$\leq$ 1.0
	XII - VIII	a=0.34, b=0.63	0.72	$\leq$ 0.1
	IX - XI	a=0.93, b=0.10	0.97	$\leq$ 0.1
G IV	I - XII	a=0.51, b=0.03	0.61	$\leq$ 0.1
	XII - VIII	a=0.30, b=0.40	0.39	n.signif.
	IX - XI	a=0.77, b=-0.33	0.98	$\leq$ 0.1
A III	I - XII	a=0.39, b=0.59	0.71	$\leq$ 0.1
	XII - VIII	a=0.27, b=0.70	0.65	$\leq$ 0.1
	IX - XI	a=0.69, b=0.33	0.92	$\leq$ 1.0
S II	I - XII	a=0.41, b=0.62	0.62	$\leq$ 0.1
	XII - VIII	a=0.31, b=0.72	0.72	$\leq$ 0.1
	IX - XI	a=0.99, b=0.10	0.97	$\leq$ 0.1
K II	I - XII	a=0.36, b=0.57	0.63	$\leq$ 1.0
	XII - VIII	a=0.34, b=0.54	0.76	$\leq$ 0.1
	IX - XI	a=1.11, b=0.13	0.93	$\leq$ 1.0

*Werte für die Koeffizienten in der Gleichung:

$\log KMnO_4\text{-Verbr.} = a \cdot \log \text{Wasserf.} + b$

Der $KMnO_4$-Verbrauch ist an 13 Meßpunkten mit der Nitratkonzentration und an 5 Probenahmestellen mit dem BSB_5 korreliert (Tab.22). Diese Beziehungen fallen unter die Signifikanzschwelle (95% Wahrscheinlichkeit), wenn die Hochwasserwerte unberücksichtigt bleiben. $KMnO_4$-Verbrauch, NO_3^--Konzentration und BSB_5 schwanken mit der Wasserführung (vgl.3.1.8.2.). An GIV besteht eine positive Beziehung zwischen $KMnO_4$-Verbrauch und Phosphat-Konzentration.

Tab. 22 : Korrelationen des $KMnO_4$-Verbrauches zu anderen Parametern.

Korrelation	Meßpunkt	Korrelationskoeffizient(r)	Irrtumswahrscheinl.(%)
$KMnO_4$-V./Abfl.	KB	0.72	$\leq$ 0.1
"	G I	0.61	$\leq$ 1.0
"	G IV	0.61	$\leq$ 0.1
"	A III	0.71	$\leq$ 0.1
"	S II	0.62	$\leq$ 0.1
"	K II	0.63	$\leq$ 1.0
$KMnO_4$-V./NO_3^-	KB	0.76	$\leq$ 0.1
"	G I	0.82	$\leq$ 0.1
"	G II	0.61	$\leq$ 0.1
"	G III	0.89	$\leq$ 0.1
"	G IV	0.73	$\leq$ 0.1
"	G V	0.43	$\leq$ 1.0
"	A II	0.35	$\leq$ 5.0
"	S I	0.43	$\leq$ 5.0
"	S II	0.58	$\leq$ 0.1
"	S III	0.53	$\leq$ 0.1
"	K I	0.47	$\leq$ 1.0
"	K II	0.34	$\leq$ 5.0
"	K III	0.38	$\leq$ 5.0
$KMnO_4$-V./BSB_5	KB	0.75	$\leq$ 0.1
"	G I	0.71	$\leq$ 0.1
"	G II	0.71	$\leq$ 0.1
"	G III	0.50	$\leq$ 1.0
"	S I	0.70	$\leq$ 0.1
$KMnO_4$-V./PO_4^{3-}	G IV	0.58	$\leq$ 0.1

3.1.10. ANORGANISCHE STICKSTOFFVERBINDUNGEN

3.1.10.1. NITRAT-STICKSTOFF

Konzentrationsmittel und Extremwerte von NO_3^--N sind in Tab.23 zusammengefaßt. Die Verlaufskurven sind am Beispiel von SII und AIII in den Abb. 19 und 20 dargestellt.

Tab. 23 : Nitrat-Stickstoff ($mg \cdot l^{-1}$) an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	max.	min.	s
KB	0.71	1.93	0.41	0.42
G I	0.65	1.67	0.30	0.34
G II	0.72	2.40	0.40	0.34
G III	0.62	2.25	0.20	0.38
G IV	0.52	1.60	0.06	0.37
G V	0.94	4.90	0.02	0.69
A I	0.60	1.30	0.18	0.27
A II	0.71	1.40	0.19	0.25
A III	0.62	1.40	0.24	0.24
S I	0.55	1.30	0.32	0.22
S II	0.51	1.10	0.17	0.22
S III	0.53	1.14	0.17	0.25
K I	0.67	1.50	0.31	0.27
K II	0.80	1.50*	0.29	0.23
K III	0.76	1.40*	0.46	0.25

* die abnormen Werte vom Juli 81 wurden bei der Mittelwertbildung nicht berücksichtigt.

Die mittleren Konzentrationen sind in einer einheitlichen Größenordnung, im Kirnbach etwas höher, im Seebach etwas niedriger. Meßpunkt GV hat erhöhte Nitratkonzentrationen, wobei das Niveau der Meßwerte erhöht ist, aber auch eine größere Schwankungsbreite zu beobachten ist. Entsprechend ist die Standardabweichung höher als an allen anderen Meßpunkten.

Die Konzentration von Nitrat-Stickstoff ist an allen Pegeln mit dem Abfluß korreliert, wobei - wie beim $KMnO_4$-Verbrauch - eine Abhängigkeit der Form log NO_3^--N = a log Abfluß + b überall signifikant ist (Tab.25). Daneben ist an allen Pegeln und an fast allen Probenahmestellen eine negative Abhängigkeit der Nitratkonzentration von der Wassertemperatur signifikant.

Am Beispiel der 4 großen Bäche ist in den Abb.15-18 die Abhängigkeit von der Wasserführung dargestellt. Die Konzentrationswerte von Probenahmen mit Wassertemperaturen 2°C sind gesondert gekennzeichnet. Mit Ausnahme von Hochwasserzeiten liegen diese "Winterwerte" deutlich über den Konzentrationen bei gleicher Wasserführung, aber höheren Wassertemperaturen. Während Hochwasserereignissen wird die negative Temperaturkorrelation von der Abflußabhängigkeit überlagert. Bleiben die Meßwerte bei niedrigen Temperaturen unberücksichtigt, ergeben sich höhere Korrelationskoeffizienten für die Abflußabhängigkeit (Tab.25).

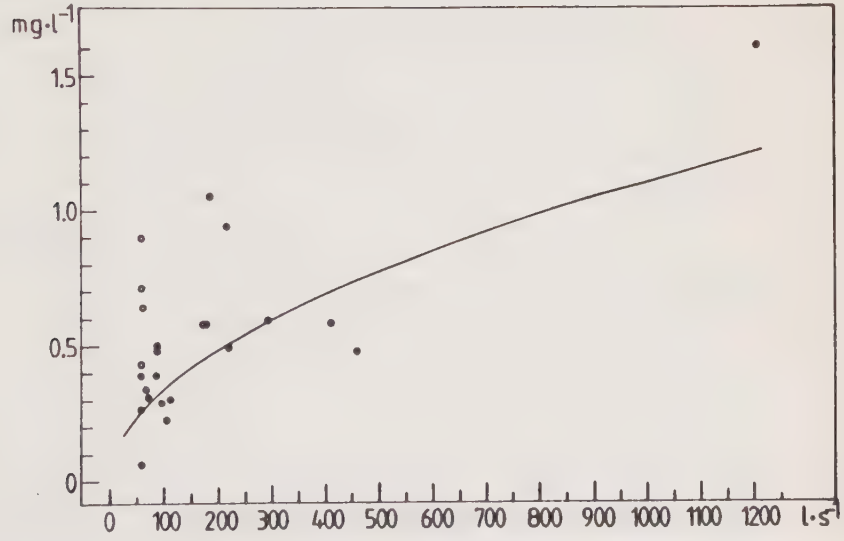

Abb. 15 : Die Konzentration von Nitrat-Stickstoff in Abhängigkeit vom Abfluß an GIV. • Wassertemp. >2°C, o Wassertemp. ≤2°C; log NO_3^--N = 0.51 log Abfluß - 1.49 (ohne die Werte ≤2°C).

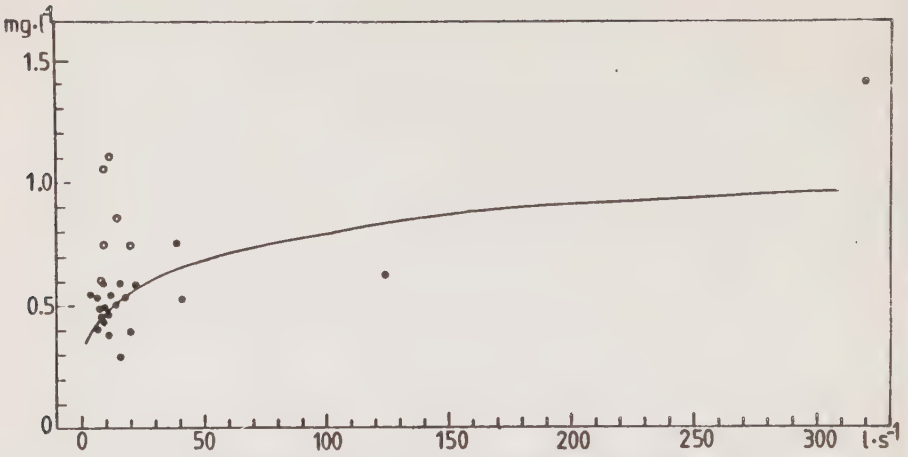

Abb. 16 : Die Konzentration von Nitrat-Stickstoff in Abhängigkeit vom Abfluß an AIII. • Wassertemp. >2°C, ○ Wassertemp. ≤2°C; log NO_3^--N = 0.21 log Abfluß - 0.53 (ohne die Werte ≤2°C).

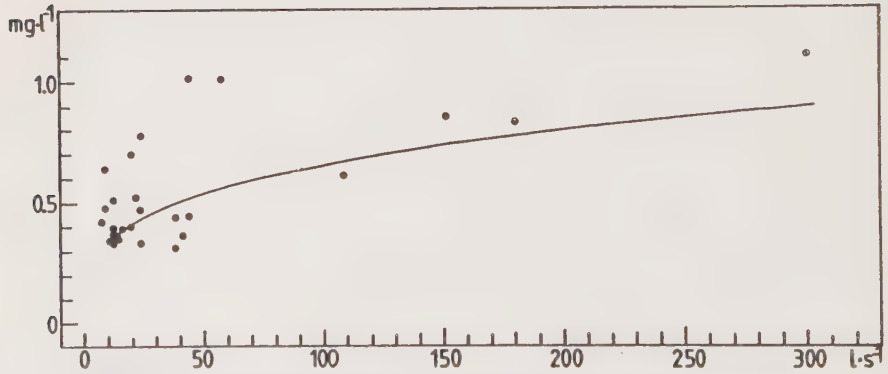

Abb. 17 : Die Konzentration von Nitrat-Stickstoff in Abhängigkeit vom Abfluß an SII. • Wassertemp. >2°C, ○ Wassertemp. ≤2°C; log NO_3^--N = 0.28 log Abfluß - 0.75 (ohne die Werte ≤2°C).

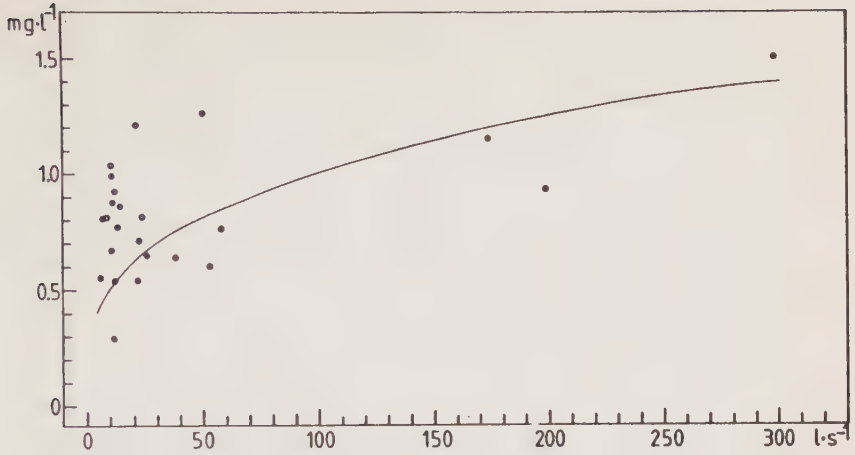

Abb. 18 : Die Konzentration von Nitrat-Stickstoff in Abhängigkeit vom Abfluß an KII . • Wassertemp. >2°C, ○ Wassertemp. ≤ 2°C; log NO_3^--N = 0.30 log Abfluß - 0.61 (ohne die Werte ≤ 2°C).

Die Verlaufskurven der Nitratkonzentration (Abb.19,20) sind durch die Abfluß- und Temperaturabhängigkeit geprägt. Minima in den Herbstmonaten, wie sie z.B. von HALL (1972) und MARXSEN (1980) beschrieben wurden, sind im Goldersbachsystem 1977 bei der Mehrzahl der Meßpunkte zu beobachten, 1978 treten sie nur in Arenbach und Seebach auf. 1979 und 1980 fehlen solche Herbstminima oder werden durch die Konzentrationszunahme infolge hoher Wasserführung überlagert.
Am 17.09.80 wurden bei niedrigem Abfluß an GIV und GV Nitrat-Konzentrationen nahe der Nachweisgrenze (Tab.23) analysiert. Werte in dieser Größenordnung blieben einmalig und fanden an den anderen Meßpunkten keine Entsprechung.
An KII und KIII wurden im Juli 1981 ungewöhnlich hohe NO_3^--N-Werte (4.4 und 4.1 $mg \cdot l^{-1}$) gemessen. Sie hängen vermutlich zusammen mit der Einleitung oder dem indirekten Zulauf von Abwässern eines Zeltlagers, das in den Schulferien auf der Höhe über dem Kirnbachtal stattfindet. Bei der Mittelwertbildung blieben die Werte unberücksichtigt.

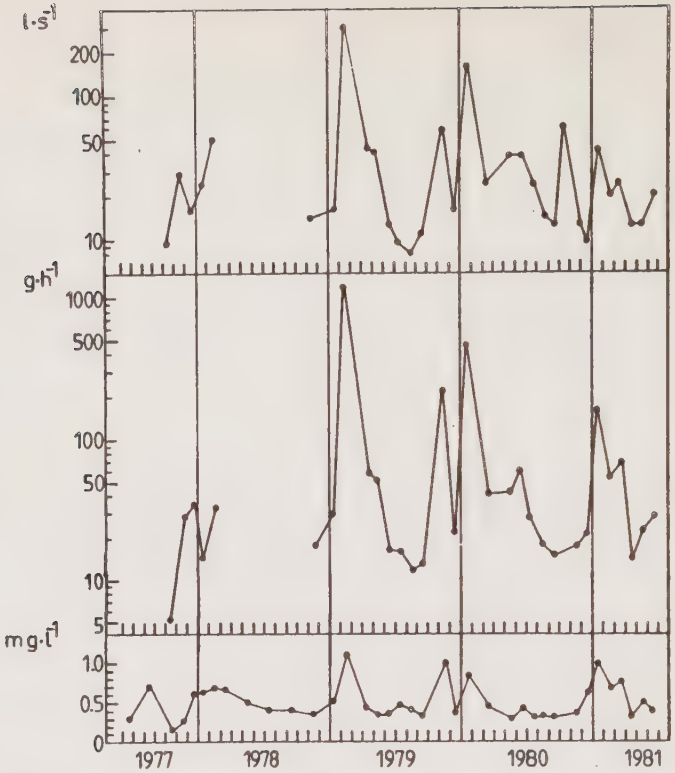

Abb. 19 : Wasserführung, NO_3^--N-Fracht und NO_3^--Konzentration am Seebachpegel (SII) während des Untersuchungszeitraumes.

Wegen der Korrelation von Nitratkonzentration und Abfluß sind die Verlaufskurven der Frachtwerte (Abb.19 und 20) geprägt durch Maximalfrachten bei Hochwasser. Wie beim $KMnO_4$-Verbrauch liegen die arithmetischen Mittel (Tab.24) deutlich über den "Normalfrachten" bei normaler Wasserführung.

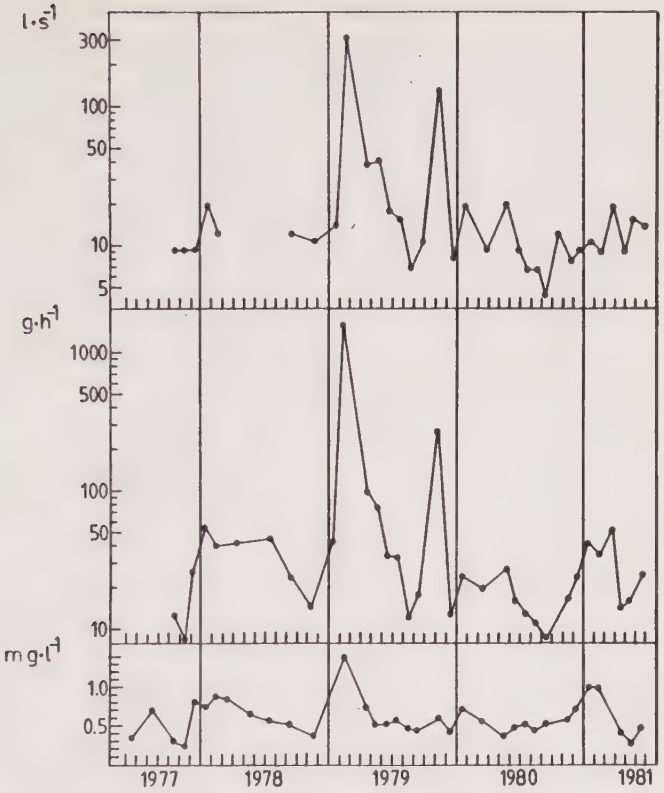

Abb. 20 : Wasserführung, NO_3^--Fracht und NO_3^--Konzentration am Arenbachpegel (AIII) während des Untersuchungszeitraumes.

Tab. 24 : NO_3^--Frachten an den Pegelmeßstellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	Gramm/Stunde $\bar{x}$	max.	min.	s	Kilogramm/Jahr Jahresfracht
KB	33.4	501	4.2	89	304
G I	48.0	602	5.5	113	420
G IV	508.0	6958	13.0	1134	4448
A III	84.9	1608	8.2	227	744
S II	91.2	1188	5.5	222	799
K II	166.8	1576	12.1	361	1462

Die Jahresfracht des Kirnbach (Tab.24) liegt im Verhältnis zu den anderen Bächen hoch. Dies geht auf das höhere Konzentrationsniveau im Kirnbach zurück (Tab.23), zusätzlich hat die Regressionsgerade der Funktion von Konzentration und Abfluß an KII jedoch auch eine stärkere Steigung als die Geraden an den Pegeln der anderen Bäche (Abb.21). Eine noch grössere Steigung und gleichfalls überproportionale Zunahme der Nitratkonzentration bei steigendem Abfluß zeigt die Regressionsgerade an GIV. Allerdings liegt das Konzentrationsniveau im Goldersbach niedriger als im Kirnbach.

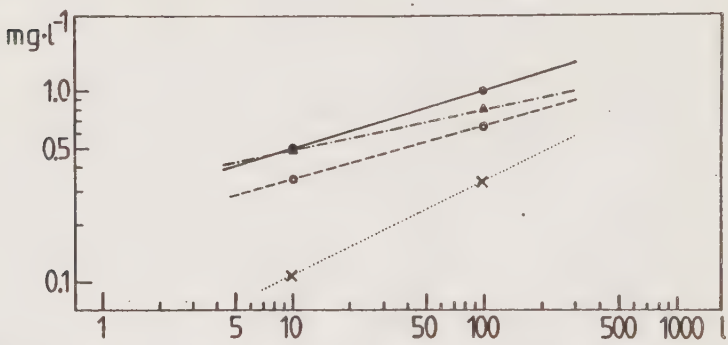

Abb. 21 : Funktion NO_3^--Konzentration / Wasserführung in den großen Bächen.
x·····x GIV, ▲-·-·-▲ AIII, o-----o SII, ●——● KII.

Mit Ausnahme von AI und AIII ist die Nitratkonzentration aller Meßpunkte mit dem $KMnO_4$-Verbrauch korreliert (Tab.25). Die insbesondere in Lindach-Goldersbach hohe Signifikanz resultiert aus der gleichzeitigen Zunahme von Nitratkonzentration und $KMnO_4$-Verbrauch bei steigendem Abfluß. Die Abhängigkeit fällt an allen Meßpunkten unter die Signifikanzschwelle, wenn die Hochwasserwerte unberücksichtigt bleiben. Auch die Abhängigkeit NO_3^--N / BSB_5 in Klingenbach und Lindach-Goldersbach ist ohne Hochwasserwerte nicht signifikant.

Tab. 25 : Korrelation der NO_3^--Konzentration zu anderen Parametern.

Korrelation	Meßpunkt	Korrelationskoeffizient(r)	Irrtumswahrscheinl.(%)
NO_3^-/Abfluß	KB	0.61	≤ 0.1
		0.70*	≤ 0.1
"	G I	0.51	≤ 1.0
		0.62*	≤ 0.1
"	G IV	0.53	≤ 1.0
		0.65*	≤ 0.1
"	A III	0.56	≤ 1.0
		0.66*	≤ 0.1
"	S II	0.62	≤ 0.1
		0.74*	≤ 0.1
"	K II	0.65	≤ 0.1
		0.79*	≤ 0.1
NO_3^-/Temp.	G II	-0.51	≤ 0.1
"	G III	-0.34	≤ 5.0
"	G V	-0.65	≤ 0.1
"	A I	-0.54	≤ 0.1
"	A II	-0.48	≤ 1.0
"	A III	-0.49	≤ 1.0
"	S I	-0.45	≤ 1.0
"	S II	-0.52	≤ 1.0
"	S III	-0.52	≤ 1.0
"	K I	-0.38	≤ 5.0
"	K II	-0.35	≤ 5.0
NO_3^-/BSB_5	KB	0.76	≤ 0.1
"	G I	0.70	≤ 0.1
"	G II	0.61	≤ 0.1
"	G III	0.43	≤ 5.0
"	G IV	0.58	≤ 0.1
NO_3^-/$KMnO_4$-V.	KB	0.76	≤ 0.1
"	G I	0.82	≤ 0.1
"	G II	0.61	≤ 0.1
"	G III	0.89	≤ 0.1
"	G IV	0.73	≤ 0.1
"	G V	0.43	≤ 1.0
"	A II	0.35	≤ 5.0
"	S I	0.43	≤ 5.0
"	S II	0.58	≤ 0.1
"	S III	0.53	≤ 0.1
"	K I	0.47	≤ 1.0
"	K II	0.34	≤ 5.0
"	K III	0.38	≤ 5.0

* berechnet ohne die Meßwerte ≤ 2°C.

3.1.10.2. AMMONIUM-STICKSTOFF

Die mittleren Konzentrationen an Ammonium-Stickstoff betragen zwischen 0.11 und 0.21 $mg \cdot l^{-1}$ (Tab.26).

Tab. 26 : Ammonium-Stickstoff ($mg \cdot l^{-1}$) an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	max.	min.	s
KB	0.13	0.37	0.03	0.09
G I	0.11	0.40	0.02	0.08
G II	0.11	0.35	0.02	0.08
G III	0.13	0.47	0.02	0.09
G IV	0.12	0.33	0.02	0.09
G V	0.17	0.61	0.04	0.12
A I	0.21	0.37	0.10	0.09
A II	0.17	0.30	0.02	0.07
A III	0.15	0.28	0.02	0.07
S I	0.13	0.27	0.01	0.08
S II	0.17	0.43	0.04	0.10
S III	0.18	0.36	0.03	0.10
K I	0.15	0.26	0.02	0.08
K II	0.16	0.42	0.02	0.10
K III	0.16	0.33	0.03	0.10

Das weitaus höchste Mittel errechnet sich für AI. Während der Maximalwert unter vergleichbaren Werten anderer Meßpunkte bleibt, zeigt der Minimalwert von 0.10 $mg \cdot l^{-1}$ NH_4^+-N, daß für den hohen Mittelwert an AI ein erhöhtes Konzentrationsniveau verantwortlich ist.
Veränderungen im Verlauf der Fließstrecke zeigen der Arenbach mit einem Rückgang und der Seebach mit einer Zunahme der mittleren Konzentration. Zu einem sprunghaften Anstieg der Ammoniumkonzentration kommt es zwischen GIV und GV.

Wegen der Einheitlichkeit der Meßwerte und der geringen Schwankungsbreite der Mittelwerte an den anthropogen nicht belasteten Meßpunkten, erweisen sich Veränderungen der mittleren Ammoniumkonzentration im Goldersabchsystem als empfindlicher Parameter allochthoner Einflüsse.
So wird an Meßpunkt GV in der gestiegenen NH_4^+-N-Konzentration die Belastung durch Abwässer bzw. den Ablauf der mechanischen Kläranlage Bebenhausen meßbar. Während im Seebach an einen Zusammenhang mit den Zuflüssen von der B27 zu denken ist, ist für das hohe Ammoniumniveau an AI der Abfluß von Ammonium aus dem Erlenweiher verantwortlich. Parallelanalysen im Bach vor dem Aufstau, im Ablauf des Weihers und an AI unterhalb des Wildgeheges zu verschiedenen Jahreszeiten ergaben gleiche oder annähernd gleiche NH_4^+-N-Konzentrationen am Teichauslauf und an AI. Vermutlich stammt das Ammonium aus Ammonifikations- und Nitrat-ammonifikationsprozessen und hat sich unter den schlechten O_2-Bedingungen über dem Grund des Weihers angereichert. Wegen der guten O_2-Sättigungsverhältnisse im weiteren Arenbach sinkt die Konzentration im Bach rasch auf das in den anderen Bächen ermittelte Niveau.

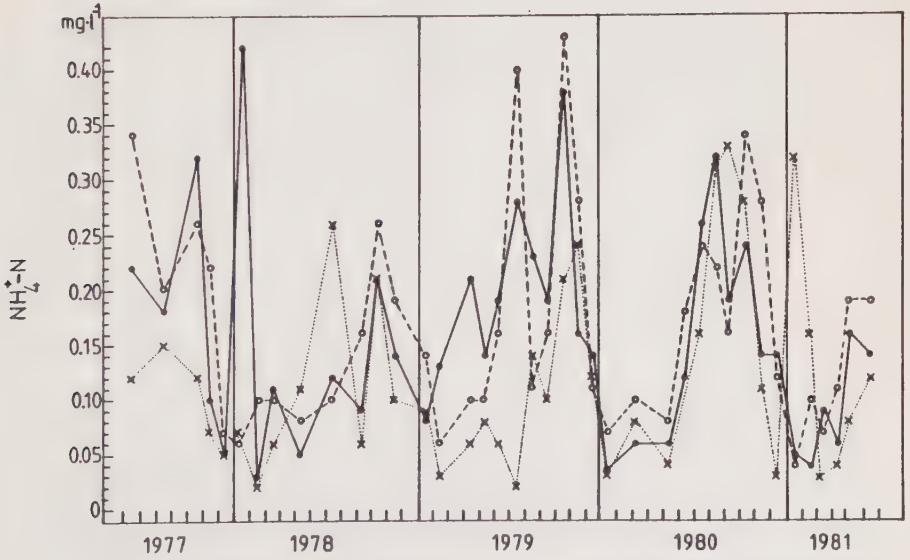

Abb. 22 : Der Konzentrationsverlauf von Ammonium-Stickstoff am Beispiel der Pegelmeßstellen von Goldersbach, Seebach und Kirnbach.
x·····x GIV, o-----o SII, ●——● KII.

Die hohen Nitratkonzentrationen im Juli 1981 an KII und KIII (vgl.3.1.10.1.) finden keine Entsprechung beim Ammonium.

Wie die Abb.22 und 23 zeigen, sind die Verlaufskurven der Ammoniumkonzentrationen in den untersuchten Bächen ähnlich. Obwohl die Meßwerte stark variieren, läßt sich eine den Nitratkonzentrationen gegenläufige Tendenz zu Maxima in Sommer und Herbst, sowie Minima in den Winter- und Frühjahrsmonaten erkennen. Wegen der Schwankungen der Wassertemperatur in Frühjahr und Herbst, führt diese saisonale Periodizität nicht zu einer Korrelation mit der Wassertemperatur. Bleiben die hochwasserbedingten Nitratspitzen unberücksichtigt, sind an 5 Meßpunkten negative Korrelationen der Ammoniumkonzentration zum Nitrat signifikant (Tab.27).

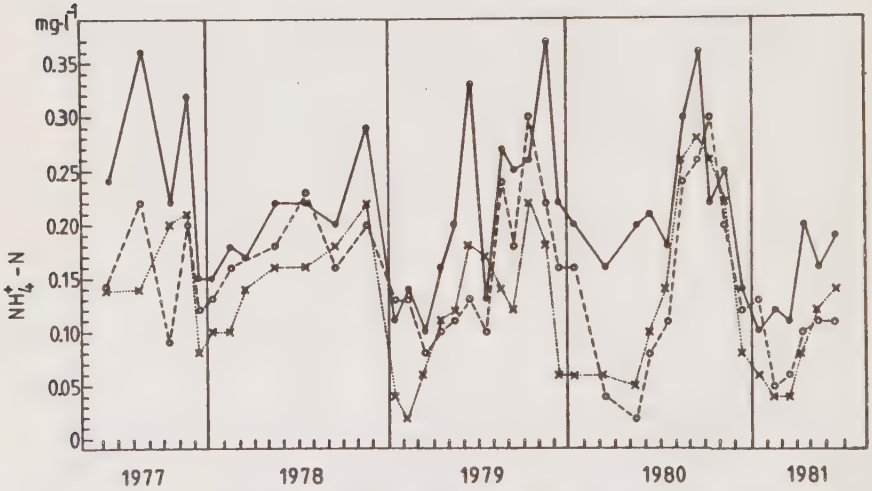

Abb. 23 : Der Konzentrationsverlauf von Ammonium-Stickstoff am Beispiel des Arenbaches.

●——● AI, o-----o AII, x·····x AIII.

Beziehungen zum Abfluß bestehen in keinem Bach. Isolierte Maximal- oder Minimalkonzentrationen an einzelnen Meßpunkten deuten auf räumlich begrenzte Veränderungen im Bereich des Meßpunktes hin.

Tab. 27 : Korrelationen der NH_4^+-Konzentration zu anderen Parametern.

Korrelation	Meßpunkt	Korrelations-koeffizient(r)	Irrtums-wahrscheinl.(%)
NH_4^+ / NO_3^-	G II	-0.42*	≤ 5.0
"	A II	-0.52*	≤ 1.0
"	A III	-0.53*	≤ 1.0
"	S I	-0.60*	≤ 1.0
"	K I	-0.54*	≤ 1.0

* Korrelationen berechnet ohne Berücksichtigung der Hochwasserwerte.

Wegen der fehlenden Abflußbeziehung haben selbst Hochwasserereignisse kaum Konzentrationsveränderungen des Ammoniums zur Folge. Dem entsprechend sind die NH_4^+-N-Frachten niedrig (Tab.28) und das Verhältnis der Jahresfrachten ist ähnlich der Relation der mittleren Wasserführungen an den Pegeln der Bäche.

Tab. 28 : NH_4^+-N-Frachten an den Pegelmeßstellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	Gramm/Stunde max.	min.	s	Kilogramm/Jahr Jahresfracht
KB	4.1	28.0	0.37	5.1	38
G I	5.2	31.0	0.47	7.3	46
G IV	112.4	612.0	4.20	115.3	985
A III	14.2	47.0	0.92	9.6	124
S II	39.5	72.0	1.50	24.3	346
K II	31.2	63.0	2.10	26.5	273

3.1.10.3. NITRIT-STICKSTOFF

Die im Goldersbachsystem gemessenen NO_2^--N-Konzentrationen sind sehr niedrig und bewegen sich meist an oder nur geringfügig über der methodischen Nachweisgrenze.
Die Mittelwerte der unbelasteten Meßpunkte liegen nahe beieinander.(Tab.29).

Tab. 29 : Nitrit-Stickstoff ($mg \cdot l^{-1}$) an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	max.	min.	s
KB	0.006	0.012	Sp.*	0.003
G I	0.005	0.009	Sp.	0.002
G II	0.005	0.010	Sp.	0.002
G III	0.005	0.009	Sp.	0.002
G IV	0.005	0.014	Sp.	0.003
G V	0.015	0.042	Sp.	0.013
A I	0.015	0.032	Sp.	0.011
A II	0.007	0.014	Sp.	0.002
A III	0.006	0.010	Sp.	0.002
S I	0.006	0.010	Sp.	0.002
S II	0.006	0.010	Sp.	0.002
S III	0.007	0.012	Sp.	0.002
K I	0.006	0.017	Sp.	0.002
K II	0.005	0.013	Sp.	0.002
K III	0.006	0.014	Sp.	0.002

* Spuren: $< 0.002\ mg \cdot l^{-1}$

Deutlich erhöht sind die Nitritkonzentrationen an GV und AI, wobei jeweils unkontinuierlich auftretende Nitritspitzen verantwortlich sind. Am Meßpunkt GV sind diese Spitzen als Abwasserindikatoren aufzufassen (HÖLL 1979). Nach den Ergebnissen der Parallelmessungen oberhalb und unterhalb des Erlenweihers sowie an AI entstehen die Nitritmaxima an AI im Erlenweiher. Der Rückgang der Nitritkonzentration im Arenbach ist noch ausgeprägter als die Abnahme beim Ammonium.

Die Nitritkonzentrationen zeigen überall jahreszeitliche Periodizität mit Maximalwerten bei hohen Wassertemperaturen im Sommer. Da die Konzentrationen in den übrigen Monaten jedoch immer wieder unter die methodische Nachweisgrenze fallen, wurde auf eine Berechnung von Korrelationen und Frachten, sowie auf die Darstellung von Konzentrations-Verläufen verzichtet.

3.1.10.4. GESAMTER ANORGANISCHER STICKSTOFF

Wie Tab.30 zeigt, ist die Konzentration des anorganischen Stickstoffes als Summe von NO_3^--N, NO_2^--N und NH_4^+-N an allen Meßpunkten bestimmt durch den dominierenden Nitratanteil. Die Summe von Ammonium- und Nitritstickstoff ist gering und erreicht lediglich im Seebach (SII und SIII) sowie im Arenbach (AI) Werte von mehr als 20% des Stickstoffes.

Tab. 30 : Gesamter anorganischer Stickstoff an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	Konzentration $\bar{x}$ (mg·l^{-1})	% NO_3^--N	Jahresfracht kg·Jahr^{-1}	% NO_3^--N
KB	0.85	84	343	89
G I	0.77	84	469	90
G II	0.84	86		
G III	0.76	82		
G IV	0.65	80	5475	81
G V	1.13	83		
A I	0.83	71		
A II	0.89	80		
A III	0.78	80	874	85
S I	0.69	80		
S II	0.69	74	1154	69
S III	0.77	74		
K I	0.83	81		
K II	0.96	83	1741	84
K III	0.93	82		

In einzelnen Analysen bei sommerlichem Niedrigwasser, wenn Nitrit- und Ammoniumkonzentration hoch, die Nitratkonzentration dagegen niedrig war, ging der Nitratanteil gelegentlich auf ca. 50-60% zurück.
Mit 1.13 mg·l^{-1} läßt sich das höchste Konzentrationsmittel an GV bestimmen. Hier führen die erhöhten Nitrit- und Ammonium-

konzentrationen jedoch nicht zu einem höheren Anteil am Gesamtstickstoff, da an GV auch die Nitratkonzentration den im Untersuchungsgebiet höchsten Mittelwert erreicht.

Aufgrund des hohen Nitratanteils und der Korrelation von Nitrat und Abfluß, sind die Gesamtstickstoff-Frachten durch den dominierenden Anteil der Nitrat-Frachten geprägt.

3.1.11. PHOSPHAT-PHOSPHOR

Bis auf den abwasserbelasteten Meßpunkt GV haben die Probenahmestellen einheitliche Phosphatkonzentrationen auf niedrigem Niveau (Tab.31).

Tab. 31 : Phosphat-Phosphor ($mg \cdot l^{-1}$) an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	max.	min.	s
KB	0.032	0.154	Sp.*	0.041
G I	0.037	0.154	Sp.	0.040
G II	0.030	0.132	Sp.	0.033
G III	0.029	0.162	Sp.	0.037
G IV	0.033	0.200	Sp.	0.040
G V	0.120	1.300	Sp.	0.074
A I	0.052	0.130	Sp.	0.033
A II	0.045	0.118	0.010	0.029
A III	0.049	0.132	Sp.	0.031
S I	0.032	0.112	Sp.	0.033
S II	0.040	0.118	Sp.	0.025
S III	0.060	0.210	Sp.	0.036
K I	0.039	0.143	Sp.	0.037
K II	0.046	0.180	Sp.	0.044
K III	0.033	0.130	Sp.	0.032

* Spuren: Konzentration $< 5\ \mu g \cdot l^{-1}$

Da anthropogene Phosphorbelastungen im inneren Schönbuch fehlen, stellt dieses Konzentrationsniveau offenbar die Gleichgewichtskonzentration dar, die sich unter den Standortbedingungen des Schönbuchs im System Boden-Gestein-Bodenwasser-Gewässer eingestellt hat. Wie die hohen Standardabweichungen belegen, schwanken die Einzelmeßwerte stark (Abb.24,25), aber Extremwerte und Standardabweichungen liegen mit Ausnahme von GV ebenfalls in einer einheitlichen Größenordnung.

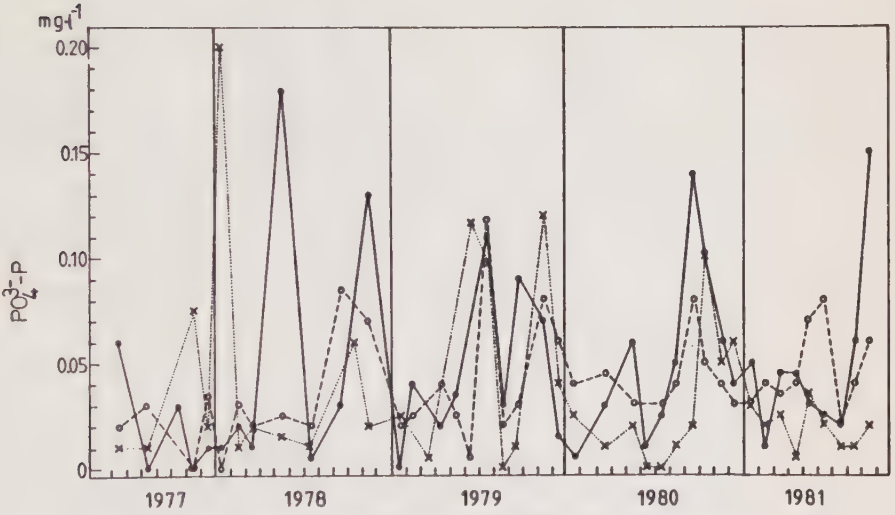

Abb. 24 : Der Konzentrationsverlauf von Phosphat-P am Beispiel der Pegelmeßstellen von Goldersbach, Seebach und Kirnbach.

x·····x GIV, o------o SII, ●——● KII.

Der Konzentrationsverlauf an GV hat ein hohes Niveau und zeigt einzelne Phosphatspitzen, die in dieser Höhe (maximal 1.3 $mg \cdot l^{-1}$) nur durch Abwasserbelastung zu deuten sind.

Die hohe Variabilität der Meßwerte (Abb.24,25) läßt keine jahresperiodische Tendenz erkennen. Konzentrationsspitzen treten zu allen Jahreszeiten, in den Sommer- und Herbstmonaten jedoch meist in allen Bächen gleichzeitig auf. Maxima

im Winter bleiben vorwiegend auf einzelne Meßpunkte beschränkt (Abb.24,25).
Herbstmaxima sind stets mit Abflußspitzen korreliert, während Phosphatspitzen in den übrigen Jahreszeiten unabhängig von der Wasserführung auftreten. Abflußspitzen in diesen Monaten sind nicht mit Konzentrationserhöhungen verbunden.

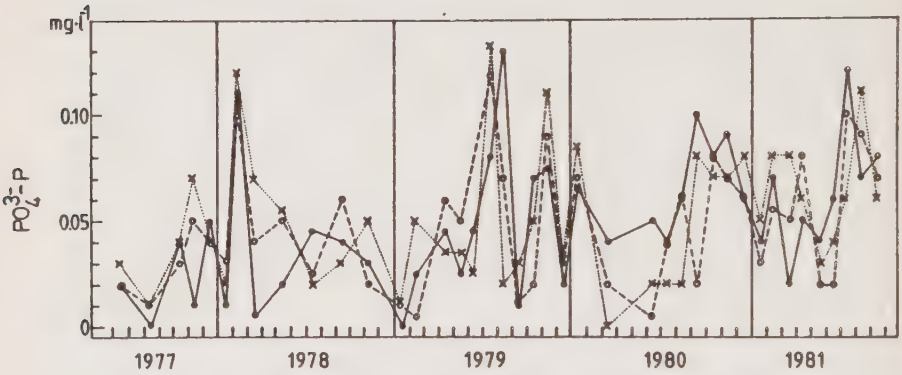

Abb. 25 : Der Konzentrationsverlauf von Phosphat-P am Beispiel des Arenbaches.

●——● AI, o-----o AII x·····x AIII.

Eine Korrelation zwischen Phosphat-P und Abfluß im Herbst ist in Arenbach und Goldersbach signifikant, für das ganze Jahr jedoch nicht nachweisbar(Tab.33).
Zwischen SI und SIII kommt es zur Verdopplung der mittleren Phosphatkonzentration. Maximalwerte und Standardabweichungen zeigen, daß diese Zunahme auf ein steigendes Konzentrationsniveau zurückgeht. Sollte die Phosphatzunahme ebenfalls Folge des Straßenwasserzuflußes sein, bleibt offen, warum nicht auch einzelne Phosphatstöße gemessen wurden.
Die Phosphatfrachten sind in Tab.32 zusammengefaßt. Wie die Konzentrationen schwanken auch die Frachten erheblich zwischen den Untersuchungstagen.

Tab. 32 : Phosphat-P-Frachten an den Pegelmeßstellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	$\bar{x}$	Gramm/Stunde max.	min.	s	Kilogramm/Jahr Jahresfracht
KB	1.13	13.2	Sp.	3.5	14.6
G I	1.74	43.2	Sp.	5.2	23.3
G IV	24.82	695.8	Sp.	72.3	311.4
A III	4.10	141.2	Sp.	15.6	48.1
S II	6.02	113.5	Sp.	10.1	52.4
K II	6.84	111.0	Sp.	9.3	69.8

Außer der Abhängigkeit zwischen Phosphat und Abfluß im Herbst sind am Goldersbachpegel (GIV) auch Phosphat-P und $KMnO_4$-Verbrauch miteinander korreliert (Tab.33).

Tab. 33 : Korrelationen des Phosphat-P zu anderen Parametern.

Korrelation	Meßpunkt	Korrelations-koeffizient(r)	Irrtums-wahrscheinl.(%)
PO_4^{3-}/Abfluß	G IV	0.23	n.signif.
		0.65*	$\leq$ 5.0
"	A III	0.20	n.signif.
		0.71*	$\leq$ 5.0
PO_4^{3-}/$KMnO_4$-V.	G IV	0.58	$\leq$ 1.0

* nur Ergebnisse von Sept. - Nov. berücksichtigt

3.2. DISKUSSION DER WASSERANALYSEN

Die Einheitlichkeit der pH-Wert-Mittel und die geringe Schwankungsbreite der Meßwerte resultieren aus der hohen Pufferkapazität der Schönbuchbäche. Verantwortlich dafür ist einmal ein geringer Anteil Überschußkohlensäure, wie er in Fließgewässern mit Turbulenz zu erwarten ist (KLETT 1965), in erster Linie aber der Basenreichtum von Wässern des Keuperberglandes (BÜCKING 1975). Lediglich bei Hochwasser kommt es zu deutlichen pH-Wert-Absenkungen. Dann geht der geogen geprägte Grundwasseranteil am Abfluß zugunsten ungepufferten sauren Regenwassers zurück. Nach Untersuchungen von BÜCKING (1980) im Schönbuch sind die pH-Werte von Niederschlag, Stammablauf, Kronentrauf und Bodenwasser zunehmend im sauren Bereich (im Boden bis zu pH 1.9), in der fließenden Welle der Bäche werden die Folgen des "sauren Regens" aber nicht meßbar. Der karbonathaltige Grundwasseranteil der Schönbuchbäche ist - noch - in der Lage, saures Niederschlags- und Bodenwasser abzupuffern. Trotz Absinken bleiben die pH-Werte auch bei Hochwasser immer im alkalischen Bereich(Tab.4).

Hinsichtlich ihrer Chloridkonzentration (Tab.7) unterscheiden sich die Meßpunkte deutlich. Klingenbach, Arenbach, Lindach-Goldersbach von GII bis GIV und der quellnahe Seebach (SI) haben einen konstant niedrigen Cl^--Konzentrationsverlauf. Höhe und Schwankungsbreite der Meßwerte (Abb.7) entsprechen Ergebnissen aus anderen, anthropogen nicht belasteten Einzugsgebieten (BÜCKING 1975, LEHNHARDT et al.1980).
Die Cl^--Konzentration in der Lindach(GI) ist geringfügig höher. Konzentrationsspitzen fehlen, aber es gibt eine Tendenz zu niedrigen Werten im Sommer und höheren Werten im ausgehenden Winter und Frühjahr. Streusalzbelastung und Düngungsmaßnahmen im Einzugsgebiet können ausgeschlossen werden. Da die Chloridkonzentration in ebenfalls geringfügig erhöhten BSB_5- und Phosphatkonzentrationen eine Parallele finden, kann die Möglichkeit nicht ausgeschlossen werden, daß Sickerwässer einer vor Jahren stillgelegten Hausmülldeponie verantwortlich für die Salzbelastung sind. Im späten

Winter und Frühjahr wird im Schönbuch die Grundwasserneubildung abgeschlossen (AGSTER 1980). Jetzt wären im abfließenden Bach Stoffe zu erwarten, die während der Niederschlagsperiode in das Boden- und Grundwasser geschwemmt und dort angereichert wurden.
Der Seebach an SII und SIII ist direkt von Streusalz betroffen, wie Konzentrationsspitzen im Winter zeigen (Abb.8,9). Kurzfristig werden Konzentrationen erreicht, die für einige limnische Organismen bereits toxisch sind (LIEBMANN 1960, KLEE 1975).
Entgegen der Annahme, daß Chlorid aufgrund seiner geringen Bindungseigenschaften schnell aus Böden ausgewaschen wird (KLETT 1965, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1976, FOERSTER & NEUMANN 1981) nimmt GERMANN (1974) einen Cl^--Kreislauf zwischen Boden, Vegetation und Kronentrauf an, der besonders in Waldgebieten wirksam ist, aber z.B. auch für das Absterben von Straßenbäumen verantwortlich sein kann (HIRTH 1981). Die im Sommerhalbjahr erhöhte Chloridkonzentration in Seebach und Kirnbach geht offenbar auf die verzögerte Ausschwemmung von Salz aus solchen Kreisläufen zurück. Das Fehlen von Konzentrationsspitzen im Kirnbach verdeutlicht, daß streusalzbelastetes Wasser dem Kirnbach nur indirekt über eine Bodenpassage zufließt, die Belastung ist dadurch jedoch ganzjährig. Auch im Seebach ist die Chloridkonzentration im Sommerhalbjahr drei - vierfach höher als in den unbelasteten Bächen, so daß ebenfalls auf eine verzögerte Ausschwemmung von Salz aus den Böden des straßennahen Einzugsgebietes geschlossen werden kann.
Die Gesamthärte aller Bäche ist negativ mit dem Abfluß korreliert (Tab.11). Niederschlagswasser und Schneeschmelze führen zur Verdünnung des grundwasserbürtigen Abflußanteiles und damit zu einer Konzentrationsverringerung der geogenen Härtebildner. Dieser Zusammenhang wird im Goldersbach deutlich, wo streckenweise Nichtkarbonathärte-Bildner (Sulfat) aus dem Gipskeuper zufließen. Wenn der Abfluß weitgehend auf den grundwasserbürtigen Anteil beschränkt bleibt, nämlich in Trockenzeiten und im Winter bei gefrorenem Boden und einer Eisschicht auf dem Bach, erreicht die Härte extreme Werte

bis zu 49°dH (Tab.10).
Der Einfluß des Gipskeupers verändert auch die Leitfähigkeit im Goldersbach. Bei einem Verhältnis von Ca^{2+}: Mg^{2+} wie ca. 4:1 (HOLZWARTH 1980) in den Bächen des Goldersbachsystems ist die Leitfähigkeit primär durch Kalziumbikarbonat bestimmt. Dies stimmt überein mit Messungen aus vergleichbaren Keupergebieten (BÜCKING 1975). Es gilt aber auch, daß der Beitrag der Nichthärtebildner trotz geringeren Molgewichtes eine relativ größere Leitfähigkeit bewirkt als das Kalziumbikarbonat (KLETT 1965). So führt der Wasserzutritt aus dem Gipskeuper (der in seiner Größenordung nicht bestimmt werden konnte, im Vergleich zur Abflußmenge des Goldersbaches jedoch unbedeutend ist) zu einem sprunghaften Anstieg der Leitfähigkeit. Bei Hochwasser sinkt die Leitfähigkeit im Bereich des Gipskeupers wesentlich stärker als in der davorliegenden Fließstrecke. Entsprechend unterschiedlich sind die Standardabweichungen als Maß der Schwankungsbreite(Tab.5). Daß in den streusalzbelasteten Bächen auch die Leitfähigkeit beeinflußt ist, zeigen Korrelationen zwischen Chlorid und Leitfähigkeit in Kirnbach und Seebach (Tab.6).

Die Konzentration oxidierbarer organischer Substanzen, gemessen als $KMnO_4$-Verbrauch, ist an allen Pegeln positiv mit dem Abfluß korreliert(Tab.22). Ein signifikanter Zusammenhang errechnet sich bereits bei linearer Regressionsanalyse. Höhere Signifikanz liefert eine logarithmische Abhängigkeit der Form $\log PV = a \log Q + b$ ($PV=KMnO_4$-Verbrauch, Q=Abfluß). Eine solche Beziehung wurde von FISHER & LIKENS (1972, 1973) für die Konzentration organischer Stoffe und den Schwebstoffgehalt in einem klimatisch dem Goldersbachsystem vergleichbaren Waldbachsystem der USA berechnet und von MARXSEN (1980a) an hessischen Mittelgebirgsbächen bestätigt. Für eine Beziehung zur Abflußspende(q) der Form $PV = a \log q + b$ (KELLER 1970,1974), errechnet sich im Goldersbachsystem eine geringere Wahrscheinlichkeit als für die Beziehung zum Abfluß.

Bei zunehmender Wasserführung werden zunächst Laubnester und andere, am Bachgrund lagernde organische Reste mit der fließenden Welle fortgespült. Bei anhaltenden oder stärkeren

Niederschlägen kommt es dann durch Erosion am Rand der Bäche sowie in periodischen Zuflußgerinnen zur Abfrachtung und Einschwemmung allochthonen Feinmaterials, dessen Feststoffanteil als Trübung sichtbar wird und dessen organische Bestandteile als $KMnO_4$-Verbrauch messbar sind.
Die wesentlich steilere Regressionsgeraden der Beziehung $KMnO_4$-Verbrauch-Abfluß in den Herbstmonaten (Abb.13,14) resultiert daraus, daß gegen Ende der Vegetationsperiode mehr organisches Material aus Laubfall und absterbenden einjährigen Pflanzen anfällt, das in die Bäche verfrachtet werden kann. Unterstützt wird die Einschwemmung dadurch, daß es wegen des höheren Durchfeuchtungsgrades der Böden im Herbst rascher zu oberflächennahem und Oberflächenabfluß in die Schönbuchbäche kommt (SCHWARZ 1980).
Nach NYKVIST (1963) werden leichtlösliche Substanzen innerhalb weniger Tage aus dem in die Streu gelangten Herbstlaub herausgelöst. Nach Ende der Laubfallperiode im Spätherbst besteht Laub, das dann noch in den Bach gespült wird, vorwiegend aus unlöslichen Biopolymeren wie Cellulose und gibt kaum noch gelöste organische Stoffe ab. Der Kurvenverlauf der Beziehung $KMnO_4$-Verbrauch-Abfluß sinkt auf das vorherbstliche Niveau.
Im Gegensatz zum $KMnO_4$-Verbrauch ist der BSB_5 als Maß biologisch abbaubarer Substanz nur an 3 der 6 Pegel mit der Wasserführung korreliert (Tab.17). An 5 Meßpunkten besteht eine ganzjährige positive Beziehung zwischen BSB_5 und $KMnO_4$-Verbrauch (Tab.17). Diese Korrelationen fallen jedoch alle unter die Signifikanzschwelle, wenn die Hochwasserproben unberücksichtigt bleiben. Offenbar handelt es sich bei den mit $KMnO_4$ oxidierbaren Stoffen allochthoner Herkunft überwiegend um biologisch nicht oder nur schwer abbaubare Substanzen. Dies sind z.B. Huminstoffe, die zwar als $KMnO_4$-Verbrauch messbar sind, als hochpolymere Kolloide dem mikrobiellen Abbau jedoch nur längerfristig zugänglich sind (vgl. Celluloseabbau 3.3.3.2.2.).
Wenn die veränderte Beziehung $KMnO_4$-Verbrauch-Abfluß im Herbst auf die Einschwemmung von leicht löslichen niedermole-

kularen Substanzen zurückgeht (NYKVIST 1963), ist zu erwarten, daß sich diese Stoffe auch als BSB_5 bestimmen lassen. Bei einer Regressionsanalyse nur der Herbstwerte von $KMnO_4$-Verbrauch und BSB_5 zeigt sich eine positive Korrelation an 4 Meßpunkten im Klingenbach und in Lindach-Goldersbach, zusätzlich jedoch eine signifikante negative Beziehung an 2 Probenahmestellen im Kirnbach(Tab.34). An SIII bleibt ein negativer Korrelationskoeffizient nur geringfügig unterhalb der Signifikanzschwelle.

Tab. 34 : Korrelationen zwischen BSB_5 und $KMnO_4$-Verbrauch nur in den Herbstmonaten September - November.

Korrelation	Meßpunkt	Korrelations-koeffizient(r)	Irrtums-wahrscheinl.(%)
$BSB_5/KMnO_4$-V.	KB	0.75	$\leq$ 1.0
"	G I	0.81	$\leq$ 1.0
"	G II	0.71	$\leq$ 1.0
"	G IV	0.73	$\leq$ 1.0
"	K II	-0.61	$\leq$ 5.0
"	K III	-0.57	$\leq$ 5.0

Die Korrelation in Klingenbach, Lindach und Goldersbach (GII, GIV) ist nicht überraschend, da die Bäche im Bereich dieser Meßpunkte durch Waldgebiete mit teilweiser oder überwiegender Laubbaumbestockung fließen (vgl. 2.1.3.), so daß im Herbst mit vermehrtem Laubeintrag zu rechnen ist. Überraschend ist jedoch die negative Korrelation an KII und KIII. Auch im Kirnbach muß der Eintrag von Fallaub und Pflanzenresten im Herbst eine BSB_5-Steigerung zur Folge haben. Der Kirnbach unterscheidet sich aber von den anderen Bächen durch einen hohen Grad der Erosionstätigkeit. Insbesondere die Südseite des Tales, die im Unterlauf das direkte Steilufer des Baches bildet (vgl. 2.1.2.), ist stark erodiert, hat fast keinen Pflanzenbewuchs und führt dem Bach bei Niederschlägen sichtbar Trübstoffe zu. Eine vermehrte Einschwemmung solcher Stoffe während der regenreichen Herbstmonate kann bereits der Grund für den an KII besonders

steilen Verlauf der Regressionskurve der Beziehung $KMnO_4$-Verbrauch-Abfluß (Abb.14 unten) sein. Wenn diese Bodenbestandteile wenig abbaubare Stoffe enthalten, ist bei stark zunehmender Wasserführung neben einem wachsenden $KMnO_4$-Verbrauch eine relative Verdünnung der abbaubaren Stoffe zu erwarten. Eine negative Korrelation zwischen $KMnO_4$-Verbrauch und BSB_5 ist die Folge.
Auch die Phosphatkonzentration zeigt in den Herbstmonaten eine Zunahme bei Abflußsteigerungen (Tab.33). Außerdem ist Phosphat an GIV mit dem $KMnO_4$-Verbrauch korreliert.
KLETT (1965) berechnete eine prozentuale Phosphatspende der als $KMnO_4$-Verbrauch erfaßbaren organischen Substanz.
Danach lassen sich auch die im Herbst gemessenen abflußkorrelierten Phosphatspitzen als Phosphoranteil der in Lösung gehenden Pflanzenreste verstehen. Die Bedeutung von Laub als Phosphorquelle ist bekannt (COWEN & LEE 1973, GOSZ et al.1973, LIKENS et al. 1977).
BÜCKING (1976) konnte in Keuper- und Buntsandsteingebieten Baden-Württembergs eine ganzjährige positive Korrelation zwischen Phosphataustrag und Abfluß messen, KLETT (1965) bestimmte einen Zusammenhang mit der Konzentration des Gesamtphosphors. MARXSEN (1980a) fand eine Abhängigkeit nur in den Wintermonaten und macht hierfür ebenfalls den Laubeintrag verantwortlich. LEHNHARDT et al.(1977) und FOERSTER & NEUMANN (1981) konnten keine Beziehungen zwischen der Phosphatkonzentration und dem Abfluß berechnen.
Offenbar ist die Phosphorkonzentration unbelasteter Bäche weitgehend von kleinräumigen lokalen Bedingungen abhängig. Dem entsprechen auch die zwischen den Meßpunkten uneinheitlichen P-Ganglinien im Goldersbachsystem (Abb.24,25).
Die mittleren Phosphatkonzentrationen in den Schönbuchbächen liegen mit Ausnahme von GV innerhalb der von CARBIENER (1969), VOLLENWEIDER (1971) und HÖLL (1979) für unbelastete Fließgewässer angegebenen Konzentrationsbereiche und selbst die Maximalwerte sind verhältnismäßig niedrig (Tab.31). Dennoch übersteigen die Mittelwerte Ergebnisse aus vergleichbaren

Gebieten (GÄCHTER & FURRER 1972, EVERS & BÜCKING 1973, BÜCKING 1975), obwohl KLETT (1965) gerade für Gewässer kalkreicher Einzugsgebiete minimale Phosphatkonzentrationen postuliert. Lediglich MARXSEN (1980a) konnte ähnliche Phosphatkonzentrationen in Bächen des hessischen Bundsandsteingebietes messen.
Der mittlere Phosphatgehalt der Schönbuchbäche liegt in der gleichen Größenordnung, wie sie von RIEHM (1961), MAYER (1974) und NUSCH (1974) im Niederschlag bestimmt wurde.

Der anorganische Stickstoff in reinen Oberflächengewässern ist überwiegend bodenbürtig. Der Eintrag aus gelöstem N_2 und aus der Remineralisation organischer Substanz liegt nach MÄRKI (1964) in unbelasteten Bächen unter 0.5 $mg \cdot l^{-1}$ N.
Da die untersuchten anorganischen Stickstoffverbindungen eine hohe Wasserlöslichkeit haben und das dominierende Nitrat-Ion nicht adsorbiert wird (SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL 1976), hat der geologische Untergrund über Wasserleitung und -speicherung zwar einen Einfluß auf die Konzentration im abfließenden Bach, die Stickstoffauswaschung erfolgt jedoch aus den Böden des Einzugsgebietes.
Mit Konzentrationsmitteln von 0.65-0.96 $mg \cdot l^{-1}$ N (Tab.30) an den unbelasteten Meßpunkten liegen die Stickstoffkonzentrationen in der Größenordnung des Niederschlags-Stickstoffes, wie sie von HOLZWARTH (1980) und AGSTER (1980) mit 0.8 $mg \cdot l^{-1}$ über dem Schönbuch bestimmt wurden.
Im Gegensatz zum Nitrat-Ion wird Ammonium im Boden sorbiert und kaum ausgewaschen. Nach LAATSCH (1957) sinkt lediglich in sauren Böden die NO_3^--Konzentration zugunsten des Ammoniums und in Moorgebieten steigen bei Hochwasser auch die Ammoniumkonzentrationen im Bach (KLETT 1965). Die Ammoniumspitzen im Goldersbachsystem treten jedoch unabhängig vom Abfluß bevorzugt in den Sommer- und Herbstmonaten auf, was für eine biologisch gesteuerte Herkunft des NH_4^+-N spricht. Bei der Mineralisation organischer Reste, die im Spätsommer und Herbst vermehrt in die Bäche gelangen, wird Stickstoff als Ammonium frei. NH_4^+-Maxima im Herbst beobachtete auch MARXSEN (1980a), wobei die von ihm ermittelten Daten allerdings niedriger als

im Goldersbachsystem sind. Werte aus anderen vergleichbaren Untersuchungen liegen in der Größenordnung der Schönbuchergebnisse (KLETT 1965, BÜCKING 1975, LEHNHARDT et al.1980).

Nitrit ist in unbelasteten Fließgewässern vorwiegend Zwischenprodukt der Nitrifikation und wird rasch weiteroxidiert. Da es oft nur in Spuren nachweisbar ist, wurden nur wenige Daten über Nitrit in solchen Gewässern erhoben. So ermittelte MARXSEN (1980a) Nitritkonzentrationen auf gleichem niedrigen Niveau wie im Goldersbachsystem (Tab.29). Wegen der Temperaturabhängigkeit der Nitritation (RHEINHEIMER 1965, 1975) kann Nitrit in den Schönbuchbächen nur im Sommer regelmäßig nachgewiesen werden. Nach RHEINHEIMER beträgt die Mindesttemperatur für die Nitritationsaktivität der beteiligten Mikroorganismen 10-15°C, Temperaturen, wie sie im Goldersbachsystem nur in den Sommermonaten erreicht werden.

Zum Verhältnis Nitratkonzentration-Abfluß existieren sehr unterschiedliche Angaben. Weitgehende Unabhängigkeit der Parameter wurde von AMBÜHL (1960), HRBÁČZEK et al.(1966), BERNHARDT et al.(1969) und KELLER (1974) beschrieben. Belege positiver Korrelationen finden sich bei KLETT (1965), SPRENGLER(1967), JOHNSON et al.(1969), BÜCKING(1975, 1976), LEHNHARDT et al.(1976, 1980), MARXSEN (1980a) und NUTTAL (1982b). Als Ursache positiver Korrelationen gilt neben Abwasserbelastung (FOERSTER & NEUMANN 1981) Nitrateinschwemmung aus dem umgebenden Boden (KLETT 1965, JOHNSON et al. 1969, CASEY & NEWTON 1972, MARXSEN 1980a).
Negative Korrelationen zum Abfluß konnte BÜCKING (1975) an einigen Keuperbächen messen.
Offenbar sind insbesondere die Art der Vegetationsdecke und die Bodenstruktur des Einzugsgebietes für den Stickstoffhaushalt im Boden und im abfließenden Bach ausschlaggebend.

Für eine positive Abhängigkeit Nitrat-Abfluß sind verschiedene Formen beschrieben. Neben linearer Abhängigkeit (MARXSEN 1980a) wurden auch halblogarithmische Beziehungen zur Abflußspende berechnet (KELLER 1970, 1974). Andere Untersucher machen keine Angaben zur Art der Abhängigkeit.

Im Goldersbachsystem errechnen sich maximale Korrelationskoeffizienten für eine log-log-Abhängigkeit.
Die Abflußbeziehung (Abb.21) überlagert bei Hochwasser eine negative Korrelation zwischen Nitrat und Wassertemperatur (Tab.25, Abb.15-18), die bei niedriger Wasserführung deutlich ist. Die Abhängigkeit ist jedoch nicht kontinuierlich, eine Konzentrationserhöhung ist erst bei Temperaturen nahe dem Gefrierpunkt meßbar. Ähnliche Beobachtungen wurden von FETH (1966), OWENS (1972), HYNES (1975), LIKENS et al.(1977), BELL et al.(1978) und MARXSEN (1980a) gemacht, wobei teilweise winterliche Konzentrationszunahmen bis zum 10-20fachen (LIKENS et al.) auftraten.
Nach HYNES (1975) und MARXSEN (1980a) ist der jahreszyklische Wechsel der Nitratkonzentration Folge der Nitratassimilation im Sommer. Sicherlich wirkt sich die Assimilation in großen Flüssen und in Bächen mit üppiger Vegetation auf den Konzentrationsgang aus. Das Goldersbachsystem ist jedoch annähernd frei von Makrophytenvegetation (vgl.2.1.2.), und Phytoplankton spielt in kalkreichen Mittelgebirgsbächen, die dazu noch weitgehend beschattet sind, eine untergeordnete Rolle (ILLIES 1952). Im Goldersbachsystem sind Veränderungen im Stickstoffhaushalt der terrestrischen Umgebung für die Temperaturkorrelation verantwortlich.
In den Bach eingeschwemmtes Nitrat stammt aus Nitrifikationsvorgängen im Wurzelraum der Vegetation (GERMANN 1974). Autotrophe und heterotrophe Nitrifizierer im Boden sind temperaturabhängig und vorwiegend im Sommerhalbjahr aktiv (LAURENT 1971). Gleichzeitig sinkt im Sommer die Versickerungsrate des Wassers im Boden. Hierfür ist vor allem die gesteigerte Verdunstung durch die Vegetation verantwortlich. So kommt es zu Nitratanreicherungen in den Böden. Mit Abschluß der Vegetationsperiode sinkt die pflanzliche Nitrataufnahme, so daß die Anreicherung noch zunimmt. Gleichzeitig steigt bei reduzierter Verdunstung jedoch die Versickerungsrate des Bodenwassers und nun führen die im Herbst einsetzenden Niederschläge zu einem verstärkten Nitrattransport in das Grundwasser. In diesen Monaten findet im Schönbuch die Grundwasserneubildung statt (AGSTER 1980).

Im Winter - bei gefrorenen Böden und eisbedeckten Bächen - wird der Abfluß weitgehend auf den Grundwasseranteil reduziert. Gerade jetzt aber ist das Grundwasser stark mit Nitrat befrachtet, so daß unter diesen Bedingungen Nitratmaxima in der fließenden Welle meßbar sind. Bei Hochwasser überlagert dann der wachsende Anteil von Schmelz- oder Niederschlagswasser den Grundwasseranteil, die Abflußbeziehung überlagert die Temperaturkorrelation.

Eine Betrachtung der Ergebnisse unter dem Gesichtspunkt der Gewässergüte macht deutlich, daß sich kleine Fließgewässer nur bedingt mit chemischen Kriterien von Gewässergütesystemen klassifizieren lassen. Die gewässerchemischen Kriterien sind neben der Bewertung des O_2-Haushaltes überwiegend an organischen Verschmutzungsparametern orientiert und in der Lage, Abwasserbelastungen vor allem in Flüssen zu erfassen.
Kleine Fließgewässer wie das Goldersbachsystem sind - insbesondere in Waldgebieten - einer Vielzahl allochthoner Einflüsse ausgesetzt, die zum Teil im jahreszeitlichen Wechsel schwanken und im Verhältnis zur Wasserführung stärker sind als in großen Flüssen. So werden immer wieder Konzentrationen von "Belastungsparametern" erreicht, die in ihrem Klassifizierungswert dem tatsächlichen und durch das biologische Bild ausgewiesenen Zustand des Gewässers widersprechen.
Sowohl die abbaubaren Stoffe (BSB_5) wie die Ammoniumkonzentrationen erreichen in den Schönbuchbächen Maximal- und Mittelwerte, die das Goldersbachsystem z.B. nach den chemischen Kriterien der LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) als geringfügig belastet ausweisen. Die Ammoniumkonzentrationen aller Meßpunkte entsprechen den Bedingungen der Belastungsstufe II (mäßig belastet) der LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ (LFU) BADEN-WÜRTTEMBERG.

Unabhängig von der Einordung in Gütesysteme lassen sich die Bäche des Goldersbachsystems folgendermaßen charakterisieren:

Der Seebach-Oberlauf, der Arenbach-Unterlauf, der Klingenbach und der Goldersbach bis Bebenhausen sind sauber und anthropogen nicht belastet. Die Sauerstoffversorgung ist gut bis sehr gut.
Die Lindach an GI hat geringfügig erhöhte BSB_5-, Phosphat- und Chloridkonzentrationen. Dabei deutet insbesondere der Jahresgang der Cl^--Konzentration auf den Zutritt von Stoffen aus einer im Einzugsgebiet gelegenen, ehemaligen Mülldeponie hin. Es wäre zu klären, ob solche Zuflüsse unter den örtlichen geologischen Gegebenheiten möglich sind.
Der Seebachunterlauf wird durch die Entwässerung der parallel verlaufenden Bundesstraße belastet. Dies äußert sich besonders in kurzfristig extremen und ganzjährig erhöhten Chloridkonzentrationen, aber auch Ammonium- und Phosphatwerte weisen die Verschlechterung der Wasserqualität aus. Auswirkungen der Belastung auf die Zoozönose konnten beobachtet werden (KRACHT 1978). Die Sauerstoffversorgung des Seebaches ist sehr gut.
Ebenfalls mit Streusalz belastet ist der Kirnbach, wobei jedoch Extremwerte fehlen. Auch im Kirnbach ist die Sauerstoffversorgung sehr gut.
Zwei organisch belastete Bachbereiche sind der Goldersbach unterhalb von Bebenhausen und der Arenbach unterhalb von Erlenweiher und Wildgatter. Innerhalb von Bebenhausen werden dem Goldersbach geringe Mengen häuslicher Abwässer direkt zugeleitet, unterhalb der Ortschaft mündet der Ablauf der mechanischen Kläranlage in den Bach. Überdies fließt innerhalb von Bebenhausen der salzbelastete Seebach zu.
Aus diesen Belastungen resultieren erhöhte Konzentrationen von BSB_5, Ammonium, Nitrit, Nitrat und Phosphat. Neben unregelmäßig auftretenden Konzentrationsspitzen ist das Meßwertniveau dieser Parameter erhöht. Die Sauerstoffversorgung des Goldersbaches ist auch unterhalb von Bebenhausen sehr gut.
Wie Parallelmessungen oberhalb und unterhalb des Entringer Wildgeheges zeigten, geht die organische Belastung des Arenbaches vorwiegend auf Stoffwechselprozesse im Erlenweiher

zurück, die Trübung durch Schwebstoffbelastung kommt primär im Gatter zustande. Die Produktivität eines stehenden Gewässers und der Abfluß von Wasser auch aus bodennahen Schichten des Erlenweihers haben organische Belastungen im Aubach zur Folge, die als $KMnO_4$-Verbrauch, BSB_5, Nitrit Die Bäche des Goldersbachsystems stellen im inneren Schönbuch ein Beispiel für ein sauberes und anthropogen nicht belastetes Mittelgebirgs-Bachsystem dar.

3.3. BAKTERIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN

Für Strukturanalysen mikrobieller Populationen stehen zwei methodische Wege zur Verfügung: direkte, mikroskopische Verfahren und indirekte Methoden, bei denen statt einzelner Zellen die Vermehrungsprodukte der Zellen untersucht werden.

Mikroskopische Verfahren liefern Zahlenwerte für Parameter wie Zellzahl, Biomasse etc., ermöglichen aber nur begrenzte Informationen zur Struktur der Population.
Indirekte Kulturverfahren machen die untersuchten Keime der Analyse morphologischer und physiologischer Merkmale zugänglich. Sie ermöglichen weitergehende taxonomische Bestimmungen, haben aber den Nachteil einer meist hohen Selektivität der Kulturmedien. So liegt die Ausbeute von Kulturverfahren in der Größenordnung von 0.1-10% der lichtmikroskopisch erfaßbaren Keime (REICHARDT 1978).

In der Gewässerbakteriologie ist strittig, inwieweit autochthone und für den jeweiligen Biotop charakteristische Bakterienpopulationen mit den unterschiedlichen Methoden erfaßt werden können. Autochthone Populationen sind an Art und Konzentration der stetig vorhandenen Substrate angepasst (MOALEDJ 1978, KUZNETSOV et al.1979, STABEL et al.1979, MOALEDJ & OVERBECK 1982). Auf "fetten", hochkonzentrierten Kulturmedien kommen dagegen bevorzugt zymogene (WINOGRADSKY 1949) bzw. saprophytische (RAZUMOV 1962) Keime zum Wachstum,

die biotop-unspezifisch sind und nahezu ubiquitär leicht abbaubare Substrate angreifen.

Um möglichst die gesamte bakterielle Flora der fließenden Welle des Goldersbachsystems, aber auch viele qualitative Aspekte erfassen zu können, wurden bei der vorliegenden Untersuchung beide methodischen Wege genutzt. Neben Koloniezahlbestimmungen und weitergehenden Analysen an den dabei gewonnenen Reinkulturen wurden fluoreszenzmikroskopische Direktzählungen auf Membranfiltern durchgeführt.

3.3.1. GESAMTBAKTERIENZAHLEN UND KOLONIEZAHLEN

3.3.1.1. KULTURBEDINGUNGEN ZUR KOLONIEZAHLBESTIMMUNG

Bei der Bestimmung der Koloniezahlen wirken die Faktoren des Kulturmediums selektiv. Daher wurde versucht, die Kulturbedingungen so zu wählen, daß die für das Goldersbachsystem charakteristischen Populationen nach Möglichkeit miterfaßt wurden.
Die fließende Welle der Schönbuchbäche stellt nach den Ergebnissen der Wasseranalysen ein leicht basisches, oligotrophes Milieu dar, in dem die Temperaturen zwischen ca. 0° und maximal 20°C variieren. Parallelansätze auf verschiedenen, in der Gewässermikrobiologie eingeführten Festmedien ergaben höchste Diversität der wachsenden Kolonien auf CPS-Medium nach COLLINS & WILLOUGHBY (1962) und JONES (1970). Gleichzeitig kamen auf diesem Medium mehr Keime zum Wachstum als auf den Vergleichsmedien (Abb.26). CPS enthält eine breite Palette organischer Substrate in niedriger Konzentration und ist so den Verhältnissen im Bach angenähert. Während die Untersuchungen im Goldersbachsystem bereits liefen, wurde mehrfach über gute Erfahrungen mit CPS-Medium bei Untersuchungen zu ökologischen Fragestellungen berichtet (HOSSEL & BAKER 1979, MOALEDJ & OVERBECK 1982, NUTTAL 1982a). Mit 20°C liegt die Bebrütungstemperatur an der oberen Grenze der im Goldersbachsystem gemessenen Wassertemperaturen, bei 20°C kommen jedoch auch die meisten psychrophilen Keime noch zum Wachstum (PRECHT et al.1973, RHEINHEIMER 1975).

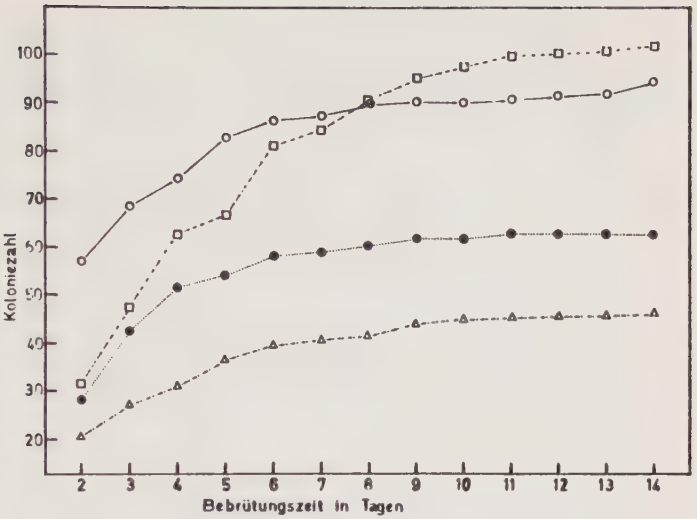

Abb. 26 : Vergleichende Koloniezahlbestimmungen auf verschiedenen Kulturmedien - Mittelwerte von 6 Parallelansätzen.

o———o TGE; □-----□ CPS; ●·····● Eugon; △-·-·-△ PC.

3.3.1.2. BAKTERIENKONZENTRATION

Die Verlaufskurven der Konzentration fluoreszenzmikroskopisch ermittelter Bakterien (Gesamtbakterienzahl=GBZ) und der Koloniezahlen (KZ) in der fließenden Welle der Meßpunkte sind in den Abb.27-34 dargestellt, Tab.34 zeigt die entsprechenden Zahlenwerte.

Höchste und niedrigste GBZ-Mittel differieren zwischen den Probenahmestellen im Verhältnis 6:1, die KZ-Mittel wie 5:1. Wegen der logarithmischen Vermehrungsrate von Bakterien sind diese Unterschiede nicht groß und belegen eine relative Einheitlichkeit der Populationsgrößen in den Bächen des Goldersbachsystems.

Die GBZ von Probenahmen am gleichen Meßpunkt unterscheiden sich maximal wie 7:1. Die KZ schwanken erheblich stärker, höchste und niedrigste KZ an AI verhalten sich wie 42:1.

Tab. 34 : Gesamtbakterienzahlen (GBZ) und Koloniezahlen (KZ) an den Probenahmestellen.

Meßpunkt	Gesamtbakterienzahlen $\bar{x}$	max.	min.	s	s(%)	Koloniezahlen $\bar{x}$	max.	min.	s	s(%)
KB	$1.7x10^5$	$4.8x10^5$	$9.6x10^4$	$9.7x10^4$	54	$6.6x10^3$	$1.7x10^4$	$3.4x10^3$	$3.1x10^3$	48
G I	$1.9x10^5$	$3.5x10^5$	$1.2x10^5$	$7.7x10^4$	41	$1.6x10^4$	$6.2x10^4$	$5.2x10^3$	$1.3x10^4$	80
G IV	$7.9x10^5$	$1.7x10^6$	$5.2x10^5$	$3.9x10^5$	49	$1.2x10^4$	$3.4x10^4$	$4.2x10^3$	$8.0x10^3$	67
G V	$1.0x10^6$	$3.2x10^6$	$4.4x10^5$	$6.1x10^5$	59	$2.7x10^4$	$9.7x10^4$	$8.0x10^3$	$1.9x10^4$	70
A I	$7.5x10^5$	$1.6x10^6$	$2.3x10^5$	$4.2x10^5$	56	$3.5x10^4$	$3.1x10^5$	$7.4x10^3$	$5.1x10^4$	146
A III	$2.8x10^5$	$7.0x10^5$	$1.3x10^5$	$1.3x10^5$	46	$1.7x10^4$	$9.1x10^4$	$3.1x10^3$	$2.1x10^4$	121
S II	$5.7x10^5$	$1.2x10^6$	$2.5x10^5$	$2.6x10^5$	46	$2.0x10^4$	$6.0x10^4$	$8.4x10^3$	$1.5x10^4$	75

Das höchste GBZ-Mittel existiert an GV, das niedrigste im Klingenbach. Im Klingenbach läßt sich auch das geringste KZ-Mittel berechnen. Die im Mittel höchsten KZ weist der Arenbach an AI auf, aber auch an GV sind die Koloniezahlen hoch.
Während die GBZ von AI bis AIII um mehr als die Hälfte sinken, nehmen sie im Verlauf von Lindach-Goldersbach zu.
Im Arenbach nehmen auch die KZ von AI bis AIII ab, in Lindach-Goldersbach ist die Entwicklung uneinheitlich.
Zwischen GIV und dem abwasserbelasteten Meßpunkt GV kommt es zu einer sprunghaften Erhöhung der KZ.

Die Konzentrationsverläufe der GBZ (Abb.27,29,31,33) sind an allen Meßpunkten ausgeglichener als die der KZ. So liegen die Standardabweichungen der GBZ(Tab.34) in einer einheitlichen Größenordnung, die stärkeren Schwankungen der KZ haben größere prozentuale Standardabweichungen zur Folge. Lediglich im Klingenbach ist die relative Schwankungsbreite der Parameter annähernd gleich.

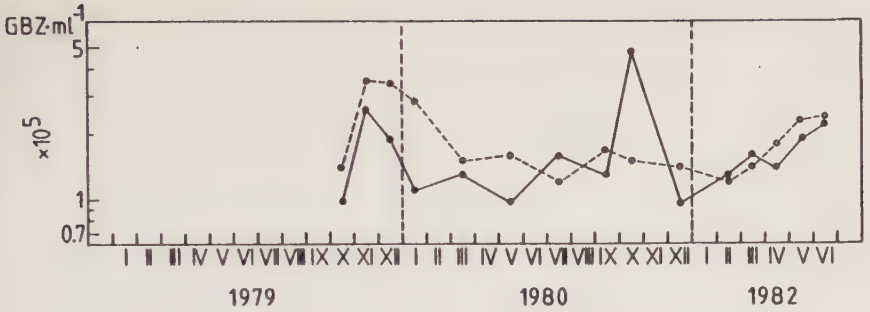

Abb. 27 : Die Gesamtbakterienzahlen im Klingenbach(KB) ●——●
und in der Lindach(GI) o-----o .

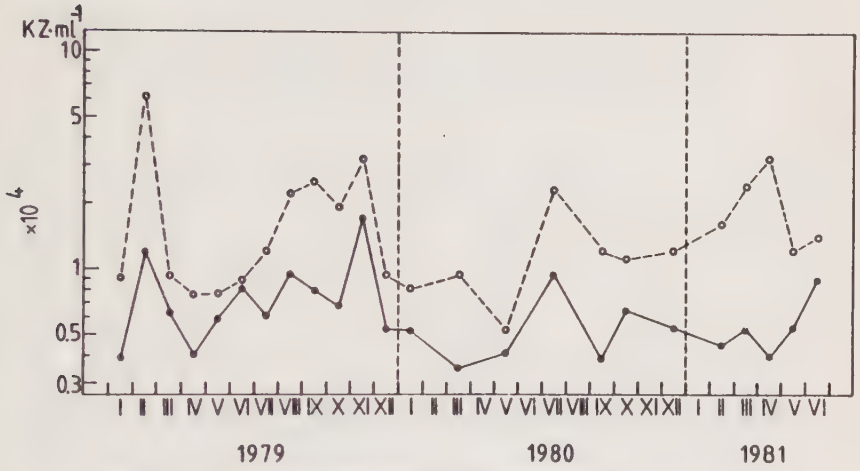

Abb. 28 : Die Koloniezahlen im Klingenbach(KB) ●——●
und in der Lindach(GI) o-----o .

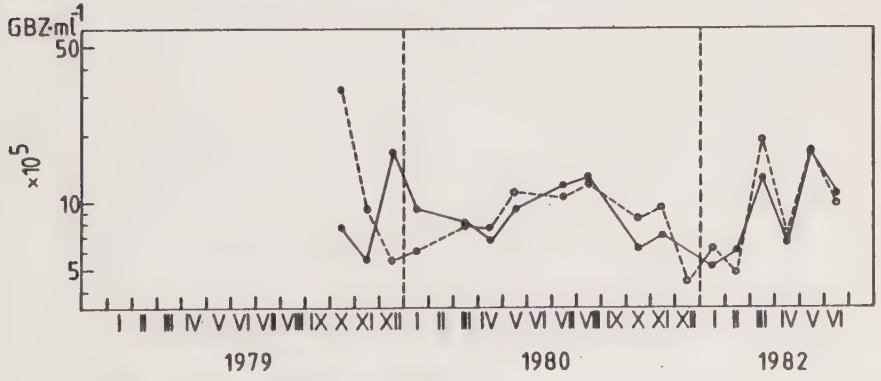

Abb. 29 : Die Gesamtbakterienzahlen im Goldersbach an
●——● GIV, o-----o GV.

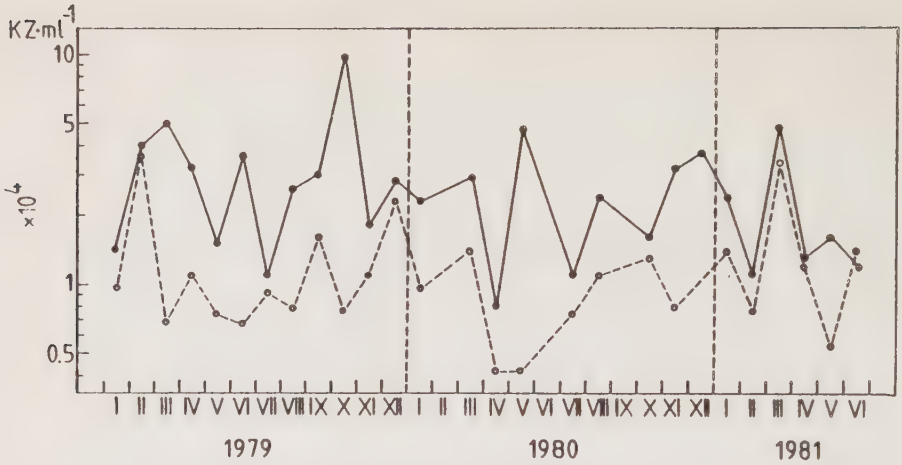

Abb. 30 : Die Koloniezahlen im Goldersbach an GIV ●——● , GV o-----o .

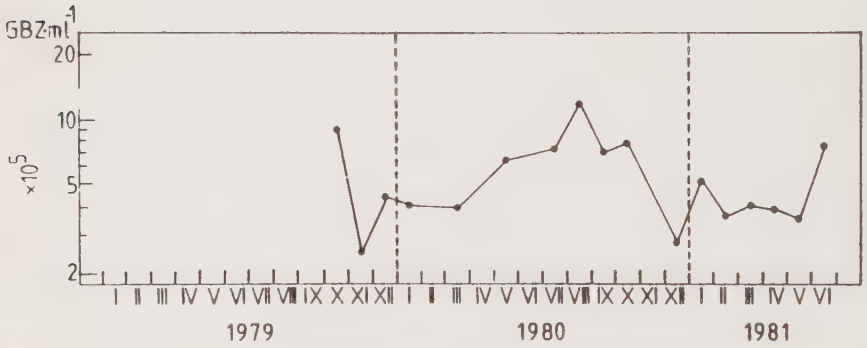

Abb. 31 : Die Gesamtbakterienzahlen im Seebach(SII).

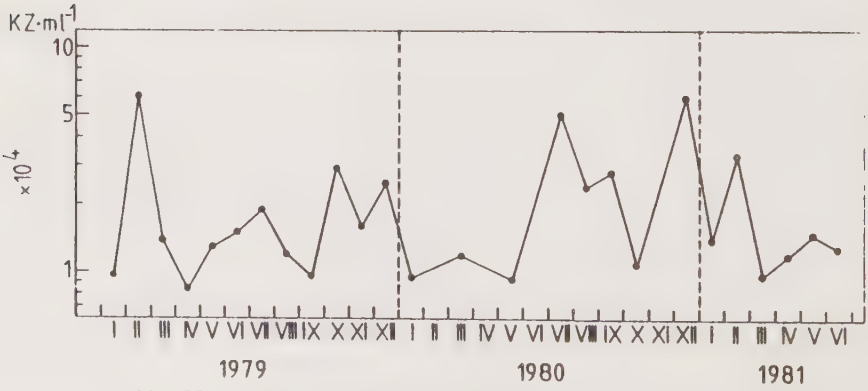

Abb. 32 : Die Koloniezahlen im Seebach (SII).

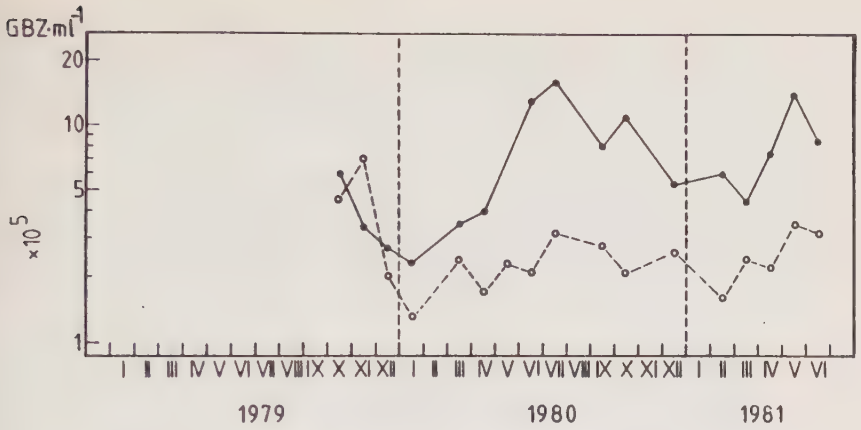

Abb. 33 : Die Gesamtbakterienzahlen im Arenbach an AI ●——● , AIII o-----o .

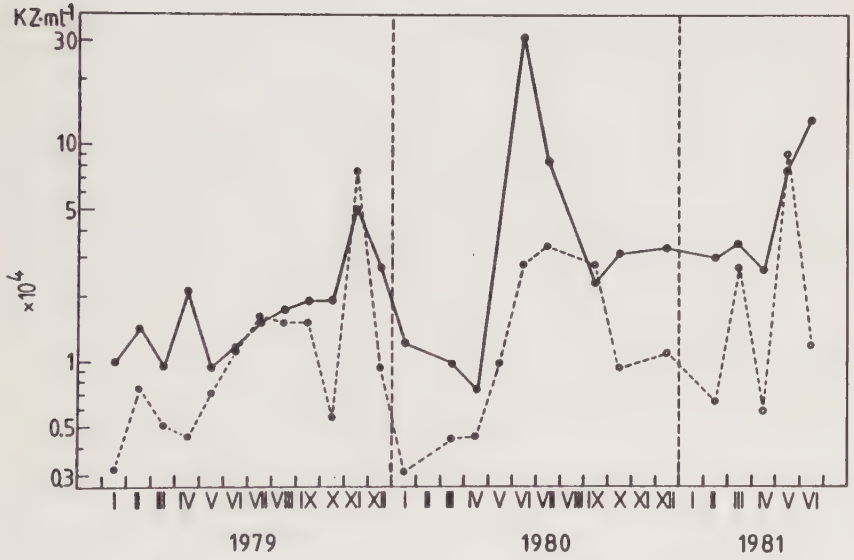

Abb. 34 : Die Koloniezahlen im Arenbach an AI ●——● , AIII o------o .

Die Kurvenverläufe der GBZ sind sich an GIV und GV, sowie KB und GI signifikant ähnlich (Tab.35). Die KZ-Verlaufskurven sind ebenfalls an KB und GI, aber auch an AI und AIII miteinander korreliert.
GBZ und KZ sind an KB und AI korreliert, während sie sich an den anderen Meßpunkten unabhängig voneinander entwickeln. Da die GBZ oft um Zehnerpotenzen größer sind als die KZ, haben selbst erhebliche Schwankungen der KZ kaum Auswirkungen auf die GBZ.
Die Korrelation zwischen GBZ und KZ im Klingenbach läßt sich als Hinweis auf eine starke allochthone Beeinflussung verstehen. In kleinen Wasserläufen ist das Ausmaß terrestrischer Einschwemmungen bei Niederschlagsereignissen relativ stärker als in Bächen mit höherer Wasserführung. Dies wird belegt durch die Beziehung von BSB_5, $KMnO_4$-Verbrauch und NO_3^--N untereinander und mit dem Abfluß im Klingenbach(Tab.28). Mit Bodenpartikeln werden auch Bakterien eingeschwemmt. Im kleinen Klingenbach ist ihr Anteil so groß, daß er zu Maxima bei GBZ und KZ führt, eine Korrelation der Verlaufskurven ist die Folge. Diese Interpretation wird gestützt durch die signifikante Beziehung beider Konzentrationsparameter mit dem Abfluß im Klingenbach (Tab.35) sowie den korrelierten Verlauf der GBZ an KB und GI und auch der KZ in beiden Bächen. Klingenbach und Lindach haben eine geringe Wasserführung und fließen aus benachbarten Einzugsgebieten ab.

Tab. 35 : Korrelationen von Gesamtbakterienzahl und Keimzahl untereinander.

Korrelation	Korrelationskoeffizient (r)	Irrtumswahrscheinl.(%)
GBZ_{KB} / KZ_{KB}	0.63	$\leq$ 5.0
GBZ_{KB} / $GBZ_{G\ I}$	0.61	$\leq$ 5.0
KZ_{KB} / $KZ_{G\ I}$	0.59	$\leq$ 1.0
$GBZ_{G\ IV}$/ $GBZ_{G\ V}$	0.51	$\leq$ 5.0
$KZ_{A\ I}$ / $KZ_{A\ III}$	0.42	$\leq$ 5.0

Die Korrelation von GBZ und KZ an AI resultiert aus der Jahresrhythmik beider Parameter (Abb.33,34). Sommermaxima und sinkende Bakterienzahlen im Winter sind ein Kennzeichen stehender Gewässer (RHEINHEIMER 1975). Wie eine Reihe gewässerchemischer Parameter (vgl.3.1.) werden auch Größe und Struktur der Bakterienpopulationen an AI durch die Verhältnisse im Erlenweiher bestimmt. Die saisonale Rhythmik und die Korrelation zwischen GBZ und KZ verlieren sich bis zum Meßpunkt AIII.

3.3.1.3. DER RAZUMOV-KOEFFIZIENT

Der KORS- oder RAZUMOV-Koeffizient (KORŠ 1959, KUZNETSOV 1959), als Quotient der Gesamtbakterienzahl und der auf Nährböden ermittelten Saprophytenzahl, gilt nach DAUBNER (1969,1972b) als Indikator organischer Verunreinigungen. Saprophyten-Anteile an den GBZ unter 0.1% lassen nach DAUBNER auf sauberes Wasser schließen. Nach REICHARDT (1978) belegen sie das Dominieren autochthoner Keime und oligosaprobe Verhältnisse.
Saprophytenzahlen zwischen 0.1 und 10% sollen eine mittlere, mehr als 10% eine starke Verunreinigung anzeigen.
Anhand von GBZ und KZ wurden die RAZUMOV-Koeffizienten und die prozentualen Anteile der Koloniezahlen an den GBZ für die Meßpunkte im Goldersbachsystem bestimmt(Tab.36).

Tab. 36 : Die RAZUMOV-Koeffizienten an den Probenahmestellen im Goldersbachsystem.

Meßpunkt	Verhältnis GBZ/KZ	Anteil der KZ %
KB	26.0	3.9
G I	12.0	8.3
G IV	65.3	1.5
G V	38.5	2.6
A I	21.4	4.7
A III	16.2	6.2
S II	28.5	3.5

Die RAZUMOV-Koeffizienten sprechen für eine erhebliche organische Verunreinigung der Schönbuchbäche und widersprechen damit den tatsächlichen Verhältnissen, wie sie durch die Wasseranalysen (vgl.3.1.) und biozönotische Untersuchungen (KLEE et al.1983) belegt sind.

MARXSEN (1980b) berechnete in sauberen Mittelgebirgsbächen ähnliche Koeffizienten, wobei ein Vergleich problematisch ist. MARXSEN arbeitete nach der durchlicht-mikroskopischen Direktzählmethode (RAZUMOV 1932,1947), die in der Regel zu niedrigeren Zählergebnissen führt.
Mit der fluoreszenzmikroskopischen Zählung fanden jedoch auch BAKER & FARR (1977) sowie HOSSEL & BAKER (1979) in kleinen englischen Flüssen "zu" niedrige RAZUMOV-Koeffizienten.
Statt üblicher nährstoffreicher Standardmedien wurde bei den genannten Untersuchungen ebenfalls CPS-Medium verwendet.
Auf CPS kommen jedoch neben den typischen, zymogenen Saprophyten auch Teile der autochthonen Flora zum Wachstum.
MOALEDJ & OVERBECK (1982) benutzten CPS-Agar bei dem Versuch, Anteile der autochthonen, oligocarbophilen Bakterienflora eines Sees in Kultur zu nehmen und erzielten neben sehr hohen Koloniezahlen: "das Wachstum einer größeren Anzahl taxonomischer Gruppen als [auf] alle[n] anderen untersuchten Medien".

Wenn bei den KZ neben den Saprophyten aber auch autochthone Keime miterfaßt sind, fallen die KZ in Relation zu den GBZ sehr hoch aus, der RAZUMOV-Koeffizient wird als Indikator unbrauchbar.

3.3.1.4. BEZIEHUNGEN ZUR WASSERTEMPERATUR

Um jahreszeitlich bedingte Veränderungen erkennen zu können, wurde auf mögliche Beziehungen zwischen GBZ,KZ und Wassertemperatur geprüft.
Wegen einer möglichen Überlagerung von Temperaturkorrelationen durch hochwasserbedingte Konzentrations-Schwankungen fanden an den 5 Pegelmeßstellen Hochwassermeßwerte keine Berücksichtigung.

Bei Meßpunkt GV, an dem ein Pegel fehlt, blieben Probenahmen unberücksichtigt, bei denen an GIV Hochwasser gemessen worden war. An AI - ebenfalls ohne Pegel - werden Abflußveränderungen durch die Pufferwirkung des Erlenweihers gedämpft. Hier fanden alle Meßwerte Verwendung.
Wegen der logarithmischen Vermehrungsrate von Bakterien wurde auf eine Abhängigkeit der Form $\ln B = aT + b$ (B=Bakterienkonzentration, T=Wassertemperatur) geprüft, die sich in anderen Untersuchungen als richtig erwiesen hat (MARXSEN 1980b). Tab.37 gibt die Ergebnisse wieder.

Tab. 37 : Korrelationen von Gesamtbakterienzahlen und Koloniezahlen zur Wassertemperatur.

Korrelation	Meßpunkt	Korrelationskoeffizient(r)	Irrtumswahrscheinl.(%)
GBZ/Temp.	G IV	0.85	$\leq$ 0.1
"	G V	0.78	$\leq$ 0.1
"	A I	0.71	$\leq$ 1.0
"	S II	0.61	$\leq$ 5.0
KZ /Temp.	A I	0.51	$\leq$ 1.0
"	A III	0.82	$\leq$ 0.1

An 4 Meßpunkten lassen sich Korrelationen der GBZ, an 2 Meßpunkten der KZ zur Wassertemperatur berechnen (Abb.35-40). Alle Korrelationen sind positiv, sprechen also für größere Populationen im Sommerhalbjahr und geringere Bakterienzahlen im Winter.

In den größeren Bächen des Goldersbachsystems verändern sich die GBZ mit der Wassertemperatur. In Klingenbach und Lindach fehlt eine saisonale Rhythmik oder wird von anderen Einflüssen überlagert. An GIV und GV, den Meßpunkten mit der höchsten Wasserführung, haben die Korrelationen größte Signifikanz (Abb. 35,36; Tab.37).

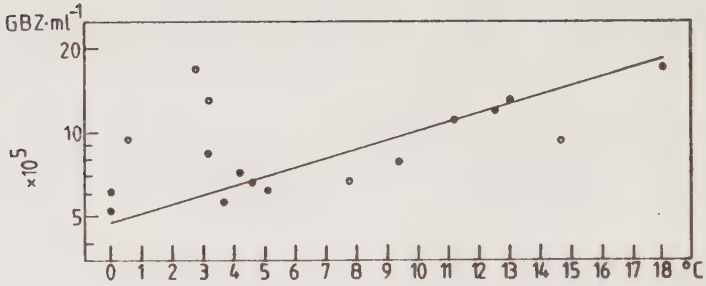

Abb. 35 : Korrelation Gesamtbakterienzahl-Wassertemperatur an GIV,
ln GBZ = 10.43 T - 164.30,
berechnet ohne die Probenahmen mit Abflußwerten $>100\ l \cdot s^{-1}$.
• $< 100\ l \cdot s^{-1}$, ○ $> 100\ l \cdot s^{-1}$.

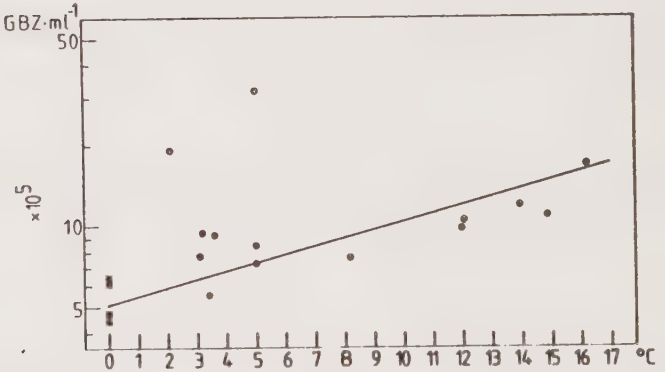

Abb. 36 : Korrelation Gesamtbakterienzahl-Wassertemperatur an GV,
ln GBZ = 13.96 T - 44.77,
berechnet ohne die Probenahmen mit Hochwasser am Pegel Goldersbach (GIV) ○ .

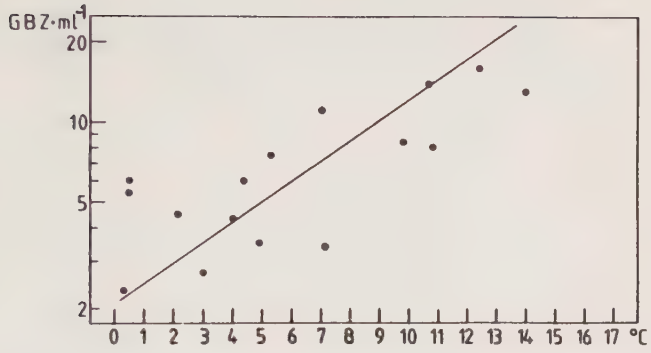

Abb. 37 : Korrelation Gesamtbakterienzahl-Wassertemperatur an AI,
ln GBZ = 5.64 T - 69.13,
berechnet auf der Grundlage aller Probenahmen.

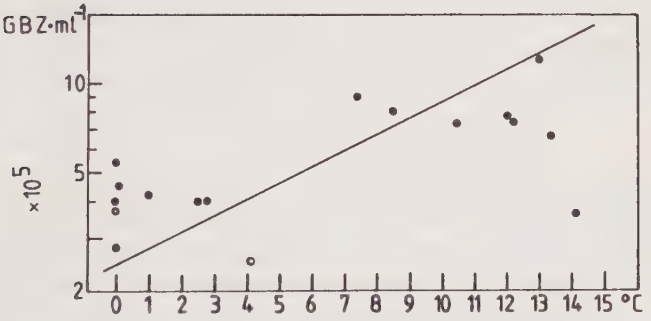

Abb. 38 : Korrelation Gesamtbakterienzahl-Wassertemperatur an SII,
ln GBZ = 7.97 T - 98.95,
berechnet ohne die Probenahmen mit Abflußwerten >60 $l \cdot s^{-1}$,
● <60 $l \cdot s^{-1}$, ○ >60 $l \cdot s^{-1}$.

Die Koloniezahlen sind nur im Arenbach von der Wassertemperatur beeinflußt (Abb.39,40). Sollte die Korrelation an AI durch die Saprophytenrhythmik im Erlenweiher bedingt sein, bleibt offen, warum die Signifikanz dieser Beziehung bis zum Meßpunkt AIII noch zunimmt.

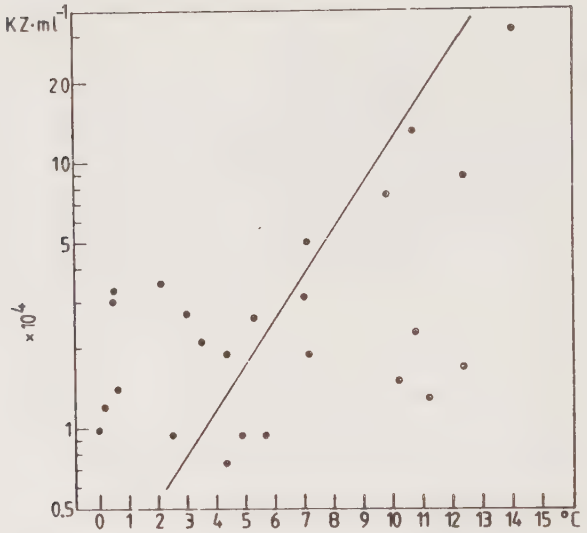

Abb. 39 : Korrelation Koloniezahlen-Wassertemperatur an AI,
$\ln KZ = 2.47\ T - 18.97$.

Wenn die mikroskopisch erfaßten GBZ mehrheitlich die autochthone Flora im Gewässer umfassen (REICHARDT 1978, KUZNETSOV et al.1979, LOY & RHEINHEIMER 1980, MOALEDJ & OVERBECK 1982), so folgt die authochthone Flora in der fließenden Welle des Goldersbachsystems jahreszeitlicher Periodik. Diese Rhythmik ist um so stärker, je größer die Bäche sind. In den kleinen Bächen fehlt sie oder wird durch andere, z.B. terrestrische Einflüsse überlagert.

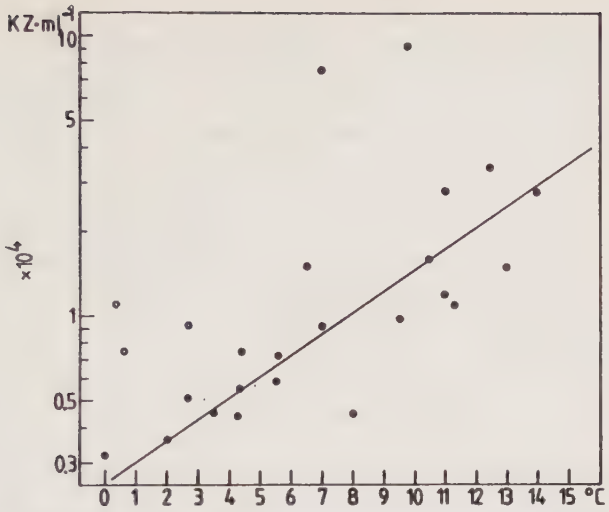

Abb. 40 : Korrelation Koloniezahlen-Wassertemperatur an AIII,
ln KZ = 5.71 T - 44.77, berechnet ohne die Werte >50 $1 \cdot s^{-1}$,
• < 50 $1 \cdot s^{-1}$, o > 50 $1 \cdot s^{-1}$.

Saprophytische Bakterien sind im Gegensatz zu autochthonen Keimen in der Lage, schnell auf Veränderungen im Angebot gelöster, leicht abbaubarer organischer Substanzen zu reagieren (ROMANENKO 1979). Solche, durch lokale Veränderungen im Substratangebot bedingte Wechsel der Saprophytenzahlen sind möglicherweise ein Grund für das Fehlen einer Jahresrhythmik bei den Koloniezahlen.

3.3.1.5. BEZIEHUNGEN ZUR WASSERFÜHRUNG

An 5 der bakteriologisch untersuchten Meßpunkte sind Pegel installiert, an AI und GV kann der Abfluß nicht bestimmt werden.
GBZ und KZ an den Pegelmeßstellen wurden auf mögliche Beziehungen zum Abfluß überprüft. Dort, wo die Bakterienkonzentrationen Beziehungen zur Wassertemperatur zeigen (Tab.37), wurden die Werte auf eine theoretische Konzentration bei 10.0°C umgerechnet. An Meßpunkten ohne Temperaturkorrelation gingen die Werte unverändert in die Rechnung ein.

Die signifikanten Korrelationen der Form $\log B = a \log Q + b$ (B=Bakterienkonzentration, Q=Wasserführung) zwischen GBZ, KZ und Abfluß sind in Tab.38 und in den Abb.41-45 wiedergegeben

Tab. 38 : Korrelationen von Gesamtbakterienzahlen und Koloniezahlen zur Wasserführung.

Korrelation	Meßpunkt	Korrelations-koeffizient(r)	Irrtums-wahrscheinl.(%)
GBZ/Abfluß	KB	0.74	$\leq$ 1.0
"	G I	0.60	$\leq$ 5.0
KZ /Abfluß	KB	0.67	$\leq$ 0.1
"	G IV	0.48	$\leq$ 5.0
"	A III	0.71	$\leq$ 0.1

Die GBZ sind an den Pegeln von Klingenbach (Abb.41) und Lindach (Abb.42) signifikant mit der Wasserführung korreliert. Bei Hochwasser kommt es an allen Pegeln zu Steigerungen der GBZ (vgl. Verlaufskurven 3.3.1.2.), wegen der Streuung bei normaler Wasserführung ergeben sich jedoch keine signifikanten Beziehungen zum Abfluß.

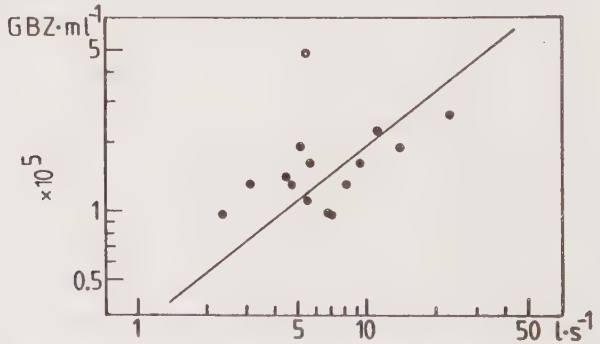

Abb. 41 : Korrelation Gesamtbakterienzahl-Abfluß an KB

$\log GBZ = 1.25 \log Q - 5.61$, berechnet ohne den Wert o .

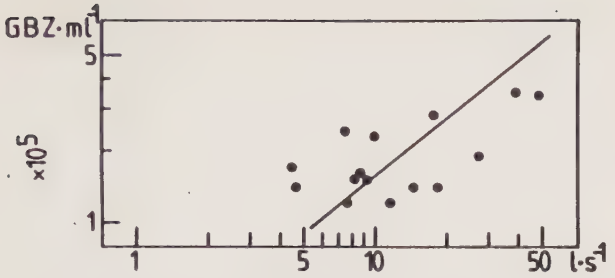

Abb. 42 : Korrelation Gesamtbakterienzahl-Abfluß an GI,
log GBZ = 1.26 log Q - 5.55.

Die Koloniezahlen sind an den Pegeln von Klingenbach (KB), Goldersbach (GIV) und Arenbach (AIII) signifikant mit dem Abfluß korreliert (Abb.43-45), in Lindach (GI) (Abb.46) und Seebach bleiben die Beziehungen nur geringfügig unter der Signifikanzschwelle.

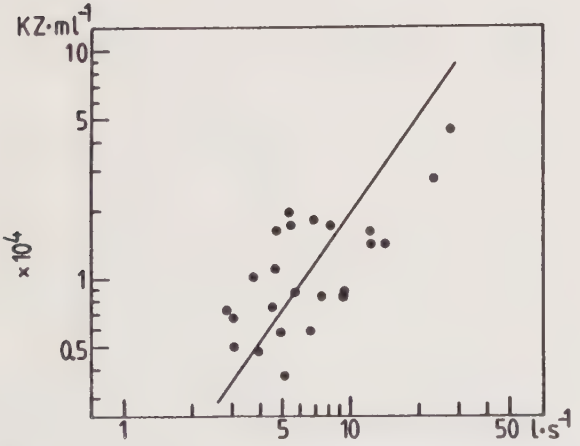

Abb. 43 : Korrelation Koloniezahl-Abfluß an KB,
log KZ = 0.71 log Q - 2.03.

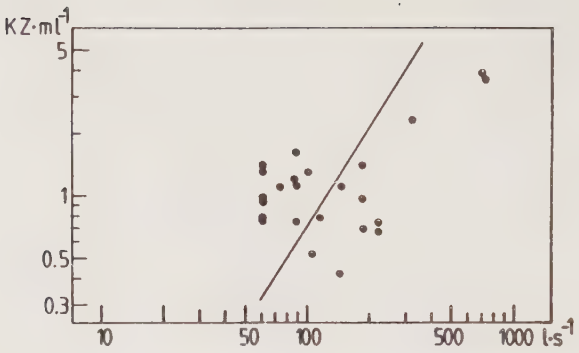

Abb. 44 : Korrelation Koloniezahl-Abfluß an GIV,
log KZ = 0.63 log Q - 0.45.

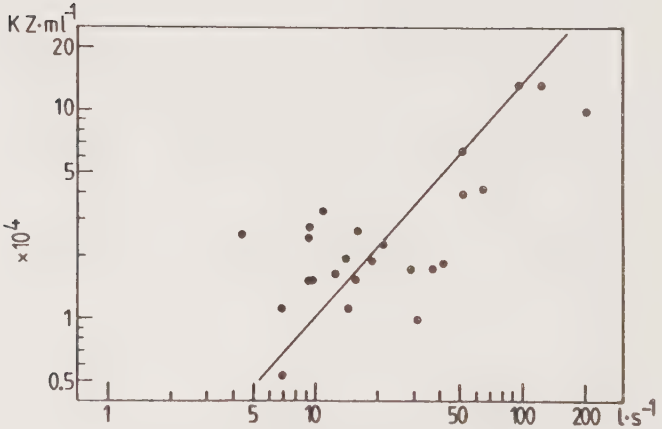

Abb. 45 : Korrelation Koloniezahl-Abfluß an AIII,
log KZ = 0.88 log Q - 2.50.

Daß die Beziehung der GBZ zum Abfluß auf die kleinen Bäche beschränkt bleibt, kann als weiterer Hinweis auf die Bedeutung terrestrischer Einschwemmungen gewertet werden. Eine bereits bei leichten Abflußerhöhungen einsetzende Überformu

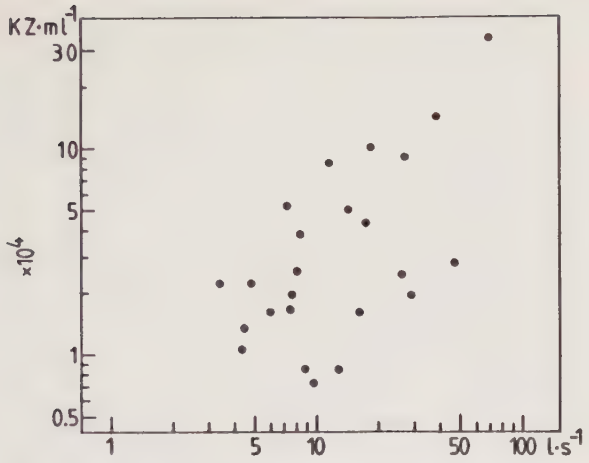

Abb. 46 : Beziehung Koloniezahl-Abfluß in der Lindach (GI), nicht signifikant.

der bacheigenen Mikroflora durch Bodenbakterien erklärt auch das Fehlen einer Temperaturkorrelation an KB und GI.

Höchste Koloniezahlen treten bei Abflußmaxima auf. Dieser Zusammenhang ist an allen Pegeln zu beobachten, eine Korrelation von KZ und Abfluß ist nur an 3 Pegeln signifikant (Tab.38). Im Bereich normaler und niedriger Abflußwerte variieren die KZ nämlich weitgehend unabhängig von der Wasserführung. Die häufigen Schwankungen der KZ gehen vermutlich auf den Saprophytenanteil an den Koloniezahlen zurück, der in Abhängigkeit vom Wechsel des lokalen Substratangebotes rasch wechseln kann (KUZNETSOV et al.1979)(vgl. Temperaturabhängigkeit 3.3.1.4.).

Neben Beziehungen zwischen Bakterienkonzentration und Abfluß an einzelnen Meßpunkten besteht ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem mittleren Abfluß und der mittleren Gesamtbakterienzahl (log GBZ) an den Pegeln der Bäche. Da die Wasserführung im Verlauf aller Bäche zunimmt, läßt sich auch eine Korrelation zwischen log GBZ und der Bachlänge am jeweiligen Meßpunkt berechnen. Dabei können auch die Probe-

nahmestellen ohne Pegel berücksichtigt werden (Abb.47).

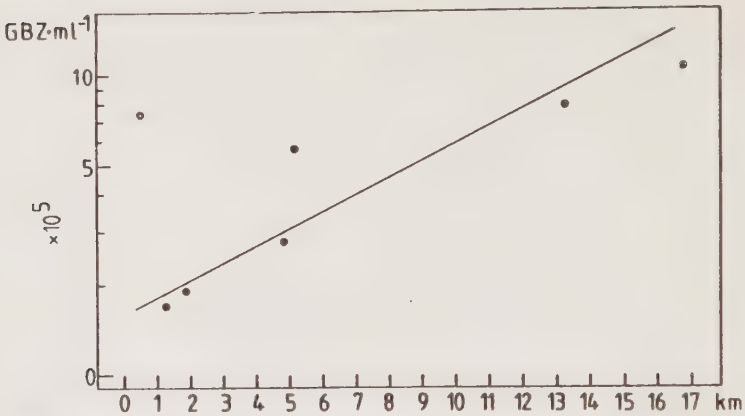

Abb. 47 : Korrelation zwischen log GBZ-Mittelwert und der bis zum Meßpunkt durchflossenen Bachstrecke.
log GBZ = 17.64 BL - 91.68, r=0.92, Irrtmswahrsch.: 1.0%.
(BL=Bachlänge am Meßpunkt), berechnet ohne AI o .

Wie Abb.47 zeigt, läßt sich der Meßpunkt AI nicht einordne und wurde bei der Berechnung der Regressionsgeraden nicht berücksichtigt. Die GBZ an AI werden primär durch den Sto wechsel des Erlenweihers bestimmt.

BAKER & FARR (1977) und NUTTAL (1982a) konnten Beziehunge zwischen Flußlänge und Koloniezahlen in kleinen englische Flüssen berechnen, DEUFEL (1972) und NIEMELÄ(1973) fanden Korrelationen zwischen Saprophytenzahl und mittlerem Abfl Im Goldersbachsystem bleibt der Zusammenhang jedoch auf d GBZ beschränkt.

3.3.1.6. BEZIEHUNGEN ZU ANDEREN GEWÄSSERCHEMISCHEN FAKTOR

Neben den Beziehungen zu Wassertemperatur und Abfluß wurd auf Beziehungen zu anderen physikalisch-chemischen Faktor der fließenden Welle geprüft.

Wegen der Einheitlichkeit und meist nur abflußbedingten Variation der Meßwerte in allen Bächen, fehlen Beziehungen zu den Faktoren pH-Wert, anorg.C-Gehalt, Härte und Sauerstoffhaushalt.
Auch zu den Parametern Leitfähigkeit und Chloridkonzentration, die an einigen Probenahmestellen jahreszyklisch schwanken, lassen sich keine Korrelationen der GBZ oder KZ berechnen.
An den Probenahmestellen KB und GI bestehen signifikante Korrelationen zum $KMnO_4$-Verbrauch (Tab.39). Gerade an diesen Meßstellen sind jedoch Bakterienkonzentration und $KMnO_4$-Verbrauch auf gleiche Weise mit dem Abfluß korreliert bzw. durch allochthone Einflüsse bestimmt. Infolgedessen liegt der Korrelation der beiden Parameter vermutlich keine echte Abhängigkeit zugrunde.

Tab. 39 : Korrelationen von GBZ und KZ zu gewässerchemischen Parametern.

Korrelation	Meßpunkt	Korrelationskoeffizient(r)	Irrtumswahrscheinl.(%)
GBZ/$KMnO_4$-V.	KB	0.61	$\leq$ 5.0
KZ /$KMnO_4$-V.	KB	0.57	$\leq$ 1.0
"	G I	0.47	$\leq$ 5.0
GBZ/NH_4^+	G IV	0.56	$\leq$ 5.0
"	A I	0.52	$\leq$ 5.0
GBZ/NO_3^-	A I	-0.60	$\leq$ 5.0

An GIV und AI bestehen signifikante Beziehungen der GBZ zur Ammoniumkonzentration. Wie unter 3.1.10.2. dargestellt, zeigt die Ammoniumkonzentration in der fließenden Welle des Goldersbachsystems ähnliche jahresrhythmische Schwankungen wie die GBZ an den beiden Meßpunkten. Es bleibt offen, inwieweit ein Kausalzusammenhang besteht. Es ist aber unwahrscheinlich, daß quantitativ bedeutende Anteile der GBZ für

die NH_4^+-Konzentrationen ursächlich sind.
Eine negative Beziehung der GBZ zur NO_3^--Konzentration läßt sich an AI berechnen. Diese Beziehung resultiert aus der negativen Korrelation von Nitrat und der positiven Korrelation der GBZ zur Wassertemperatur an AI, ist vermutlich zufällig und gibt keinen Kausalzusammenhang wieder.

Außer den Verlaufskurven der gewässerchemischen Parameter und der Bakterienkonzentrationen an den jeweiligen Meßpunkten wurden auch die Mittelwerte der Probenahmestellen in Beziehung zueinander gesetzt. Zwischen den Mittelwerten bestehen keine signifikanten Zusammenhänge. Insbesondere gibt es keine Beziehungen von GBZ und KZ zu Chloridkonzentration, Leitfähigkeit und Härte, die sich zwischen den Bächen erheblich unterscheiden.
Obwohl höchstes $KMnO_4$-Verbrauchs-Mittel und höchste KZ an AI zusammentreffen, fehlt auch zwischen diesen Meßgrößen eine Korrelation.
In Abb.48 ist das Verhältnis der GBZ zu den BSB_5-Mittelwerten dargestellt. Wegen der starken allochthonen Einflüsse in Klingenbach und Lindach, sind die Meßpunkte KB und GI gesonders gekennzeichnet.

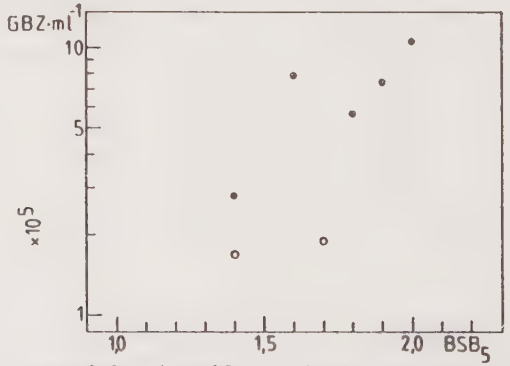

Abb. 48 : Gesamtbakterienzahl in Beziehung zum BSB_5 an den Meßpunkten.

Der BSB_5 wird als Maß abbaubarer Stoffe im Wasser benutzt, ist aber zunächst ein Maß der bakteriellen Stoffwechselaktivität (vgl.3.3.3.2.1.). Eine Tendenz zur Zunahme der heterotrophen Aktivität bei steigenden Bakterienkonzen-

trationen ist verständlich. Da eine Beziehung des BSB_5 zu den Koloniezahlen, wie sie GOCKE & HOPPE (1977) in der Ostsee nachweisen konnten, fehlt, liegt der in Abb.48 dargestellten Tendenz offenbar nicht die Aktivität der Saprophyten zugrunde. Dann widerspricht sie jedoch der Auffassung von JANNASCH (1955) und MARXSEN (1980c), die mikrobielle Flora oligosaprober Fließgewässer sei weitgehend inaktiv.

3.3.2. FLORAANALYSEN

3.3.2.1. FLORAANALYSE DER GESAMTBAKTERIENZAHLEN

RHEINHEIMER (1977) entwickelte anhand der fluoreszenzmikroskopischen Keimzahlbestimmung eine Form- und Größenklassifizierung der erfaßten Bakterien.
Parallel zu den Bestimmungen der GBZ wurden solche Flora-Strukturanalysen seit Oktober 1979 durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tab.40 zusammmengefaßt.

Tab. 40 : Florastruktur der Gesamtbakterienzahlen, Mittelwerte der klassifizierten Formgruppen in %.

Meßpunkt	Stäbchen			Stäbchen	Kokken	Sonstige*
	< 0.5µ	0.5-1.0µ	>1.0µ	Summe	< 1.0µ	
KB	41	10	11	62	32	6
G I	46	15	10	71	25	4
G IV	49	14	8	71	24	5
G V	53	15	9	77	18	5
A I	53	11	10	74	23	3
A III	48	13	12	73	19	8
S II	51	19	9	79	15	6

* Kokken > 1µ, Fädige, Gekrümmte Stäbchen.

Die Florastruktur in der fließenden Welle aller Meßpunkte ist sehr einheitlich.
Mit Anteilen um 70% dominieren stäbchenförmige Bakterien. Dabei überwiegen kleine Stäbchen(< 0.5µ) von teilweise kokkoider Form, die sich jedoch deutlich von Kokken unterscheiden lassen. Echte Kokken erreichen ihren höchsten

mittleren Anteil mit 32% im Klingenbach.
Auch die Kokken sind klein und im typischen Fall < 1µ Durchmesser. Große Kokken und andere untypische Formen, wie fadenförmige Bakterien oder gekrümmte Stäbchen sind in Tab.40 als "Sonstige" zusammengefaßt und bleiben im Mittel unter 10%.
Das Dominieren kleiner Formen ist charakteristisch für nähr stoffarme Gewässer (HOBBIE & WRIGHT 1979).

Von hoher Einheitlichkeit sind auch die Verlaufskurven an d einzelnen Meßpunkten. Die Abb. 49 und 50 zeigen die Verläuf am Beispiel der Meßpunkte GIV und KB.

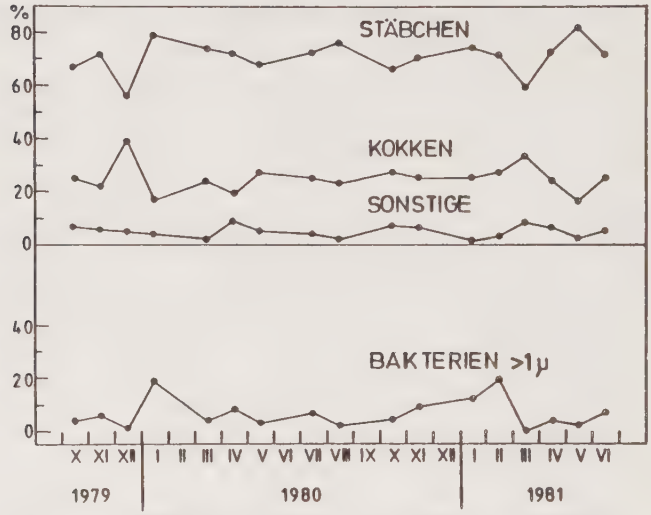

Abb. 49 : Prozentuale Anteile verschiedener Keimgruppen im Goldersbach (GIV).

Die Anteile von Stäbchen, Kokken und sonstigen Formen schwanken kaum und lassen keinen Jahresgang erkennen. Es besteht jedoch ein Zusammenhang mit der Wasserführung. Bei Hochwasser sinkt der Anteil stäbchenförmiger Bakterien zugunsten einer Zunahme der Kokken. An GIV z.B. wurden bei den Probenahmen im Dezember 1979 und im März 1981 Hochwasser angetroffen. In beiden Fällen kam es zu einem Rückgang der Stäbchen und zu einer Zunahme der Kokken.

Dieser Effekt tritt an allen Meßpunkten auf.
Im Klingenbach (Abb.50) ist der Wechsel von Stäbchen zu Kokken an Abflußschwankungen bereits unterhalb der Hochwasserschwelle gekoppelt. Die Folge ist ein höherer mittlerer Kokkenanteil an der Flora (Tab.40).

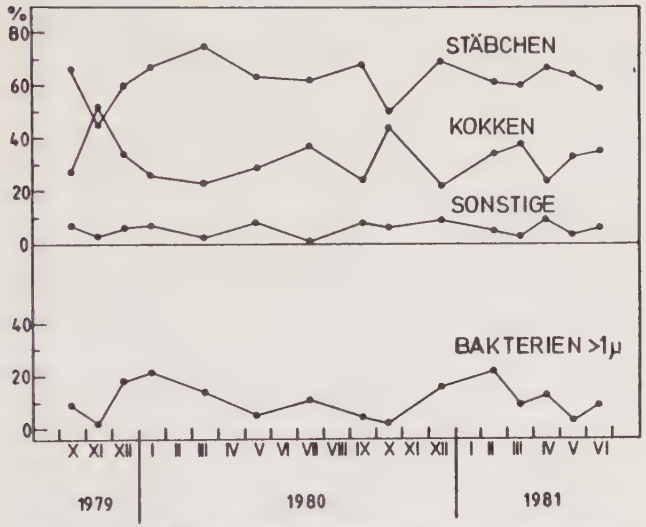

Abb. 50 : Prozentuale Anteile verschiedener Keimgruppen im Klingenbach (KB).

Im Klingenbach läßt sich auch eine signifikante Korrelation zwischen Kokkenanteil und Abfluß berechnen (Tab.41, Abb.51).

Tab. 41 : Korrelationen von Florabestandteilen zu anderen Parametern.

Korrelation	Meßpunkt	Korrelationskoeffizient(r)	Irrtumswahrscheinl(%)
Kokk./Abfluß	KB	0.71	$\leq$ 1.0
Kokk./log Abfl.	KB	0.66	$\leq$ 1.0
> 1µ/Temp.	KB	-0.73	$\leq$ 1.0
"	G IV	-0.75	$\leq$ 1.0
"	A III	-0.68	$\leq$ 1.0
"	S II	-0.62	$\leq$ 5.0

Wie Abb.51 zeigt, ist die Wahrscheinlichkeit für eine lineare oder halblogarithmische Abhängigkeit annähernd gleich.

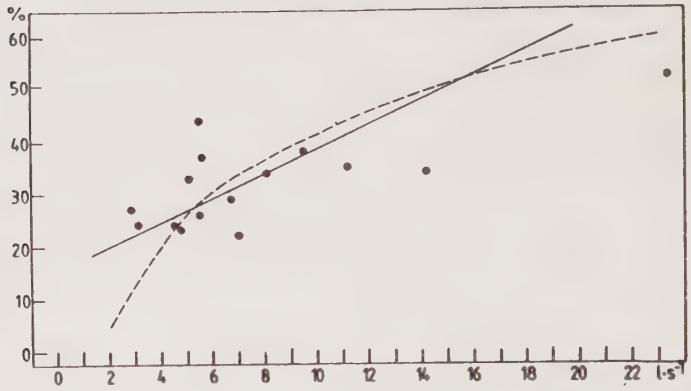

Abb. 51 : Korrelation zwischen Kokkenanteil und Abfluß im Klingenbach.
——— %Kokk.= 0.43 Q - 6.64, ---- log% Kokk.= 0.02 Q + 0.22.

Die bakterielle Flora natürlicher Böden wird von kokkoiden Formen dominiert (WINOGRADSKY 1949, SCHLEGEL 1981). Wegen der starken Beeinflussung des Klingenbaches durch terrestr sche Einschwemmungen lassen sich die mit dem Abfluß steige den Kokkenanteile als eingespülte Bodenbakterien interpre- tieren. Entsprechend steigt ihr Anteil in den großen Bäche nur bei Hochwasser.

Eine weitere signifikante Beziehung besteht an 4 Probenahm stellen zwischen dem Anteil "großer" Bakterien (> 1µ) und der Wassertemperatur(Tab.41). Die Zahl solcher Zellen er- reicht im Spätwinter jeweils ein Maximum (Abb.49,50). Ein ähnliches Wintermaximum großer Zellen wurde auch von RHEIN HEIMER (1977) in der Elbe bestimmt.
Die Zunahme der Zellgröße bei Bakterien gilt als Reaktion auf verbesserte Nährstoffverhältnisse und wird als gestieg ner Saprophytenanteil interpretiert (RHEINHEIMER 1975, 197 HOBBIE & WRIGHT 1979). Weder die Konzentrationsparameter des organischen Substrates ($KMnO_4$-Verbrauch, BSB_5) noch di

Konzentration der Koloniezahlen liefern Anhaltspunkte für einen solchen Zusammenhang im Goldersbachsystem.

3.3.2.2. FLORAANALYSE DER AEROBEN HETEROTROPHEN KEIME

Während die Floraanalyse der GBZ auf eine Klassifizierung nach der groben Zellmorphologie beschränkt bleibt, ermöglicht eine determinativ-taxonomische Klassifizierung mit Hilfe diagnostischer Schemata Informationen zur Struktur der heterotrophen Bakterienflora. Bereits Floraanalysen auf niedrigem systematisch-taxonomischem Niveau können signifikante Unterschiede in der Populationsstruktur verschiedener Gewässer erfassen (LIGHTHART 1975, SEILER & BUSSE 1978, JUNG & BUSSE 1980, LADD et al.1982, NUTTAL 1982a). Auch Verschiebungen der Florastruktur als Folge sich ändernder Milieufaktoren werden erfaßt (BAKER & FARR 1977, INNISS & MAYFIELD 1978, JUNG & BUSSE 1980, POPP et al.1982).
Bei den Untersuchungen im Goldersbachsystem wurden CPS-Isolate anhand des in Abb.52 dargestellten Diagnoseschemas klassifiziert und systematischen Gruppierungen nach BERGEY'S MANUAL OF DETERMINATIVE BACTERIOLOGY, 8.Aufl. zugeordnet.

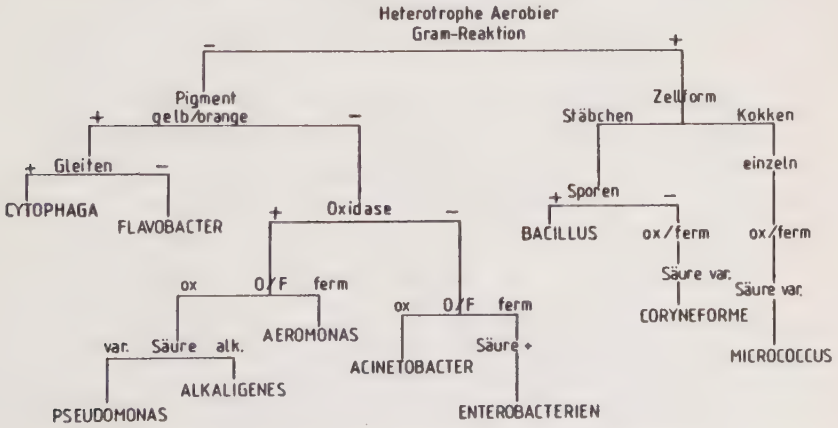

Abb. 52 : Differenzierungsschema für die Analyse der aeroben heterotrophen Mikroflora im Goldersbachsystem.

Die Mehrzahl der unterschiedenen Gruppierungen ist taxonomisch relativ fest abgegrenzt. Einige Gruppen wurden, speziell für den Lebensraum Wasser, in neuerer Zeit überarbeitet. So konnte den Aeromonaden im Gewässer ein Indikatorwe für häusliche Abwässer zugewiesen werden(SCHUBERT 1967,197 Die von SEILER (1979) publizierten Arbeiten zum Genus Acin tobacter führten zu Berichtigungen einiger Fehlbestimmunge vom Beginn der Untersuchungen im Goldersbachsystem.

Problematisch ist die taxonomische Definition der Gruppierungen Coryneforme und Flavobacter/Cytophaga.
Als Coryneforme wurden alle gram-positiven, nicht sporenbildenden Isolate mit Stäbchenform, irregulärer oder pleomorpher Zellform zusammengefaßt. Es handelt sich um eine Sammelgruppierung, in der neben echten Corynebakterien auc andere Formen wie Arthrobacter und Cellulomonas mitrepräse tiert sind (ROGOSA et al.1974).
Auch die Gruppe Flavobacter/Cytophaga ist heterogen und in ihrer Taxonomie unsicher(THOMSON & MEEKIN 1981, WEEKS 1981 Eine Differenzierung zwischen Flavobacter und Cytophaga na dem Merkmal "gliding motility" (LEADBETTER 1974) gilt jedo zumindest auf nährstoffarmen Medien als zuverlässig (REICHARDT 1981). Bei den vorliegenden Untersuchungen wurden a Flavobacter alle gram-negativen Stäbchen mit gelber-orange farbener Pigmentierung verstanden, die unbeweglich waren, Cytophaga, wenn sie "gliding motility" zeigten.

Die Ergebnisse der Floraanalysen (Tab.42) zeugen wie die Strukturanalysen der GBZ von hoher Ähnlichkeit der Populationen in den Schönbuchbächen. Die Florastruktur in der fließenden Welle der einzelnen Meßpunkte unterscheidet sic kaum. Gram-negative Isolate haben einen mittleren Anteil v mehr als 80%, lediglich im Klingenbach liegt ihr Anteil mi 77% unter diesem Wert. Bei den meisten Probenahmen ist der Prozentsatz gram-negativer Isolate noch höher (vgl.Abb.53) Dafür steigt der Anteil gram-positiver Keime bei Hochwasse sprunghaft an, wobei es sich vorwiegend um coryneforme Bakterien handelt.

Tab. 42 : Anteile taxonomischer Gruppierungen an der aeroben, heterotrophen Bakterienflora (Mittelwerte in %).

Keimgruppe	KB	G I	G IV	G V	A I	A III	S II
Bacillus	4	4	2	3	1	2	1
Coryneforme	9	8	5	7	4	6	4
Micrococcus	1	0	1	1	4	0	2
Summe Gram$^+$	14	12	8	11	9	8	7
Pseudomonas	48	51	53	47	61	59	44
Flavobacter	9	10	12	14	9	9	16
Cytophaga	18	17	13	11	8	16	13
Acinetobacter	1	2	3	2	1	0	5
Enterobakterien	1	2	3	5	6	2	4
Aeromonas	0	0	1	3	2	0	1
Summe Gram$^-$	77	82	86	82	87	86	83
Andere*	9	6	7	8	5	6	9

* Nicht identifizierte oder bei der Kultur verlorene Isolate

Nur in Klingenbach und Lindach (GI) variieren die Zahlen gram-positiver Isolate häufiger, so daß auch die mittleren Anteile hier am höchsten sind.
Die Coryneformen und die Gram-positiven verhalten sich ähnlich wie die Kokken bei der Strukturanalyse der GBZ (3.3.2.1.). Allerdings wird die Beziehung zur Wasserführung nicht signifikant.
Die Mehrzahl der Bodenbakterien ist gram-positiv (GRAY & PARKINSON 1967), wobei coryneforme Bakterien dominieren (SCHLEGEL 1981). Wie den Kokken bei den GBZ, kommt den gram-positiven Isolaten bei den heterotrophen Keimen möglicherweise Indikatorfunktion für den Grad terrestrischer Einschwemmungen zu.

Die heterotrophe Mikroflora aller Schönbuchbäche wird dominiert von Pseudomonaden. Ihr mittlerer Anteil beträgt zwischen 44 und 61% der Isolate. Selbst bei Einzelanalysen sank der Pseudomonaden-Anteil nur selten unter 30%.

Einen ebenfalls hohen Prozentsatz der Isolate stellen Flavobacter/Cytophaga. An 6 Meßpunkten beträgt er zwischen 20 und 30%, lediglich an AI ist er geringer(15%).
Konstant vertreten sind auch die coryneformen Keime. Ihr mittlerer Anteil beträgt zwischen 4 und 9%, fällt aber ohne die Hochwasserwerte überall unter 5%.
Die anderen Gruppierungen lassen sich nicht regelmäßig nach weisen.
Außer den in Tab.42 aufgelisteten Gruppierungen konnten ei zelne Isolate von Alkaligenes und Chromobacterium isoliert und identifiziert werden.

3.3.2.2.1. JAHRESZYKLISCHE VERÄNDERUNGEN

In Tab.43 sind die mittleren Florenanteile der dominierend Gruppierungen für Sommer- und Winterhalbjahre getrennt dar gestellt. Die Prozentsummen zeigen, daß die Dominanz der Pseudomonaden und Flavobacter/Cytophaga im Winter noch aus prägter ist als in den Sommermonaten. Lediglich an KB und GIV sind die Anteile in Sommer und Winter annähernd gleich

Tab. 43 : Saisonale Verschiebungen bei den dominierenden Keimgruppen - Mittelwerte in %. (W = Okt.- März; S = April - Sept.)

Meßpunkt	Pseudomonas		Flavobacter		Cytophaga		Summe	
	W	S	W	S	W	S	W	S
KB	46.9	49.0	4.2	14.6	24.3	11.9	75.4	75.5
G I	42.7	60.0	12.1	8.7	26.1	8.7	80.9	77.4
G IV	48.6	57.0	12.4	10.8	19.9	5.9	80.9	73.7
G V	44.3	50.1	13.2	15.1	13.7	7.4	71.2	72.6
A I	64.1	58.2	7.2	10.1	9.9	7.0	81.2	75.3
A III	61.1	57.8	6.1	12.8	21.3	11.1	88.5	81.7
S II	39.2	47.9	19.1	13.7	17.7	9.2	75.4	70.8

Für die Steigerung ist in erster Linie eine Zunahme der Cy phaga im Herbst und in den frühen Wintermonaten verantwort lich. Bei Pseudomonaden und Flavobacter fehlen jahreszykli sche Tendenzen. Zwar unterscheiden sich die Halbjahresmitt

an einzelnen Meßpunkten erheblich, eine einheitliche Entwicklung gibt es aber nicht.
Am Beispiel der Verlaufskurven an GIV (Abb.53) wird die jahreszyklische Dynamik der Cytophaga deutlich. Im Dezember 79 führte ein Hochwasser zu einem untypischen Rückgang ihres Anteiles. Gleichzeitig sank auch der Pseudomonaden-Anteil, ein Maximum tritt dagegen bei den Coryneformen auf. Ein ähnlicher Vorgang wiederholte sich im März 1981, ebenfalls bei Hochwasser.

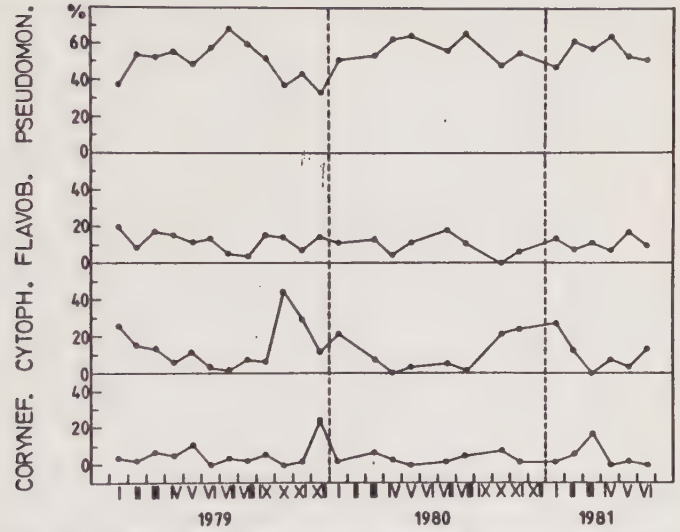

Abb. 53 : Anteile der dominierenden Bakteriengruppen während des Untersuchungszeitraumes an GIV.

Tab. 44 : Korrelationen der Cytophaga-Anteile (%) zwischen den Meßpunkten in Lindach-Goldersbach.

Korrelation	Korrelations-koeffizient(r)	Irrtums-wahrscheinl.(%)
Cyt. GI/Cyt.GIV	0.46	≤ 5.0
" GI/ " G V	0.39	≤ 5.0
" GIV/ " G V	0.41	≤ 5.0

Aufgrund ihrer saisonalen Dynamik sind die Verlaufskurven der Cytophaga an den Meßpunkten in Lindach-Goldersbach miteinander korreliert (Tab.44). Dem jahreszyklischen Verhalten liegt allerdings keine Temperaturkorrelation zugrun Niedrige Cytophaga-Anteile gibt es im Sommer bei hohen, wi im Spätwinter bei niedrigen Wassertemperaturen.

3.3.2.2.2. EINFLUSS VON MILIEUFAKTOREN

Wenn die Populationsentwicklung der Cytophaga nicht durch die Wassertemperatur gesteuert ist, stellt sich die Frage nach anderen, dafür verantwortlichen Faktoren.
Cytophaga gelten als die wichtigsten aeroben Cellulose-Destruenten in limnischen Biotopen (MULLINGS & PARISH 1981 REICHARDT 1981). Sie sind in der Lage, Biopolymere auch be niedrigen Temperaturen effektiv abzubauen (REICHARDT 1981, REICHARDT & MORITA 1982). Gerade in den Herbstmonaten nimm mit dem Laubfall und dem Absterben der einjährigen Vegetation der Eintrag organischer Substanz in die Bäche zu. Leicht lösliche Anteile werden innerhalb weniger Tage herausgelöst (KAUSHIK & HYNES 1971, WETZEL & MANNY 1972, PETERSON & CUMMINGS 1974), was im Goldersbachsystem als $KMnO_4$-Verbrauch meßbar ist (vgl.3.1.9.). Übrig bleiben Biopolymere und vor allem Cellulose als charakteristische Substrate der Cytophaga. Untersuchungen zum Celluloseabbau in der fließenden Welle des Goldersbachsystems (3.3.3.2.2.) zeigten eine Hemmung der cellulolytischen Aktivität durch niedrige Temperaturen. Da der Abbau aber lediglich verlangsamt wird und auch im Winter weitergeht, besteht bei erhöhtem Substratangebot die Existenzgrundlage für eine größere Destruenten-Population. So kann die jahreszyklische Populationsentwicklung der Cytophaga durchaus vom Substratangebo gesteuert sein.

Wie die Cytophaga hat die Mehrzahl der Flavobakterien und der Pseudomonadenspezies ein niedriges Temperaturoptimum (DOUDOROFF & PALLERONI 1974, WEEKS 1974, HERMAN 1981, REICHARDT 1981) bzw. wächst noch bei Temperaturen unter 10°C (BELL et al.1978,1980, LADD et al.1982, REICHARDT & MORITA 1982).

Die Wassertemperaturen im Goldersbachsystem (Tab.3) betragen im Mittel ca. 6-8°C, die Maximaltemperaturen liegen unter 17°C. Damit stellen die Schönbuchbäche einen Biotop für psychrophile Bakterien dar. Die dominierenden Pseudomonaden und Flavobacter/Cytophaga entsprechen in ihren Temperaturansprüchen diesen Verhältnissen.

Die vorliegenden Floraanalysen werden durch Analysen aus Gewässern mit ähnlichem Temperaturregime bestätigt.
In sommerkühlen Fließgewässern (< 20°C) fanden BAKER & FARR (1977) eine Dominanz von Pseudomonas und Flavobacter, BELL et al.(1978, 1980) sowie NUTTAL(1982a) von Pseudomonas und Cytophaga. GRAY (1951) beobachtete in einem extremen Winter die plötzliche Dominanz von "Flavobakterien".

Die Isar und der Ismaninger Speichersee bei München sind ebenfalls streng sommerkühle Gewässer (JUNG pers.Mitt.), weisen aber im Gegensatz zum Goldersbachsystem ein breitgefächertes Florenspektrum mit hoher Variabilität auf (JUNG & BUSSE 1980). Allerdings dient der Speichersee der Abwasserreinigung und ist hochbelastet mit organischer Substanz. So hat seine heterotrophe Flora weitgehende Ähnlichkeit mit der Flora von Belebtschlämmen aus Kläranlagen (SEILER & BUSSE 1977). Die im Speichersee dominierenden Acinetobacter-Anteile erreichen auch im schwach abwasserbelasteten River Frome (BAKER & FARR 1977) neben den vorherrschenden Pseudomonaden und Flavobakterien einen Anteil von 13%. Und im Speichersee geht mit wachsender Entfernung von der Abwassereinleitung bzw. zunehmender Selbstreinigung Acinetobacter zugunsten von Pseudomonas zurück (JUNG & BUSSE 1980).
Nach RHEINHEIMER (1975) ist die Temperatur der wichtigste Faktor für die Struktur der Mikroflora im Gewässer, der jedoch durch andere Faktoren wie Nahrungsangebot, pH-Wert etc. überlagert werden kann.
Im oligotrophen Goldersbachsystem wird die heterotrophe Bakterienflora offenbar primär durch die Temperaturbedingungen geprägt. Hohe Einheitlichkeit der Florastruktur und die

Dominanz weniger, psychrotoleranter Formen sind die Folge. Die Cytophaga-Population wird möglicherweise zusätzlich durch das Substratangebot beeinflußt.

Aber auch in kühlen Gewässern wird - entsprechend RHEINHEIMER (1975) - bei Abwasserbelastung die typische Flora sukzessive durch ein breites Saprophytenspektrum ersetzt.

3.3.2.3. TAXONOMIE DER PSEUDOMONADEN

Das verwendete Differenzierungsschema(Abb.52) ermöglicht die rationelle Bearbeitung einer großen Zahl von Isolaten. Die Einheitlichkeit der Ergebnisse und die Dominanz lediglich zweier Gruppierungen macht eine Floraanalyse auf diesem niedrigen taxonomischen Niveau jedoch unbefriedigend.

Die Gruppe Flavobacter/Cytophaga ist taxonomisch heterogen und trotz einer Vielzahl neuerer Untersuchungen nur ungenügend zu differenzieren (HIRSCH & REICHENBACH 1981, HOLMES & OWENS 1981, WEEKS 1981).
Mit Hilfe eines standardisierten Testsystems wurde der Versuch gemacht, zumindest die Gruppe der "Pseudomonas"-Isolate weiter aufzuschlüsseln. Im August 81 und im Februar 82 wurden jeweils 30 als Pseudomonas differenzierte Isolate mit dem "OXI/FERM-TUBE"- System (HOFFMANN-LAROCHE) getestet. Neben der vom Hersteller vorgeschriebenen Temperatur von 37°C erfolgten Parallelansätze bei 20°C mit verlängerter Bebrütungsdauer. Die Ergebnisse sind in Tab.45 zusammengefaßt.
Auffällig ist der hohe Prozentsatz von Isolaten, die in OXI/FERM-TUBES nicht anwuchsen, während auf CPS weiterkultivierte Kontrollen sämtlich wuchsen. Möglicherweise handelt es sich bei einem Teil der Stämme um echte oligotrophe Keime, die auf einem Medium mit hoher Substratkonzentration nicht zu kultivieren sind (KUZNETSOV et al.1979, ROMANENKO 1979, MOALEDJ & OVERBECK 1982).
Im Winter war die Zahl der nicht angewachsenen Isolate bei 37°C mehr als doppelt so hoch wie bei 20°C (Tab.45). Bei diesen offenbar psychrophilen Stämmen handelt es sich mit einer Ausnahme um Pseudomonas fluoreszenz.

Tab. 45 : Ergebnisse der Pseudomonaden-Differenzierung in OXI/FERM-TUBES.

Spezies	August Bebrütungstemp. 20°C	37°C	Februar Bebrütungstemp. 20°C	37°C
Pseudomonas aeruginosa	1	1	-	-
" fluoreszenz	12	11	18	13
" putida	2	2	4	4
" cepacia	5	5	1	1
" vesicularis	1	1	-	-
" stutzeri	1	1	-	-
" spec.	1	1	1	-
Acinetobacter spec.	-	-	1	1
Nicht gewachsen	7 (23%)	8 (27%)	5 (17%)	11 (37%)

Im Sommer und im Winter gehört die Mehrzahl der untersuchten Isolate zum Taxon Pseudomonas fluoreszenz. Nach DOUDOROFF & PALLERONI (1974) sind alle Stämme von P.fluoreszenz psychrotolerant und in der Lage, bei 4°C und teilweise niedrigeren Temperaturen zu wachsen. Bei den Isolaten, die mit 37°C nicht mehr in Kultur zu nehmen sind, handelt es sich offenbar nicht nur um psychrotolerante, sondern um echte psychrophile Stämme. Ihr Anteil ist im Winter höher als im Sommer. Eine Zunahme psychrophiler Keime im Winter fanden auch SIEBURTH (1967), BOTT (1975) und BELL et al.(1980).
Die im Sommer zweithäufigste Spezies, P.cepacia, wurde im Februar nur einmal isoliert. Nach DOUDOROFF & PALLERONI (1974) wächst P.cepacia nicht bei 4°C.
Das Winterspektrum der Pseudomonaden ist schmaler als das Spektrum im Sommer und noch stärker von P.fluoreszenz dominiert.
Die in OXI/FERM-TUBES getesteten Isolate ließen sich 7 Pseudomonas-Spezies zuordnen, wobei in beiden Proben jeweils 1 Stamm nicht bis zur Art bestimmt werden konnte.
1 Stamm im Winter gehörte zum Genus Acinetobacter.

3.3.3. UNTERSUCHUNGEN ZUM STOFFWECHSEL

3.3.3.1. TEMPERATURABHÄNGIGKEIT DES WACHSTUMS

Im August 1981 und im Februar 1982 wurde jeweils die Thermoadaptation der heterotrophen Flora untersucht. Die Ergebnisse sind in den Tab.46 und 47 zusammengefaßt.

Tab. 46 : Koloniezahlen und Floraanalysen bei verschiedenen Kulturtemperaturen im Sommer und Winter an GIV.

		August* Bebrütungstemp.			Februar* Bebrütungstemp.		
		5°C	20°C	37°C	5°C	20°C	37°C
Koloniezahl · ml^{-1}		3000	63000	1600	4400	11000	130
Pseudomonas	%	72	64	25	86	55	26
Flavob./Cytoph.	%	15	20	12	12	20	9
Gram-positive	%	5	4	30	-	9	57
Andere	%	8	12	43	2	16	8

* Wassertemperatur bei der Probenahme: August 17.5°C, Februar -0.1°C

Im Sommer und im Winter konnte die höchste Kolonieausbeute bei einer Bebrütungstemperatur von 20°C erreicht werden. Im August wuchsen bei 5°C lediglich 5%, bei 37°C 2.5% der bei 20°C erzielten Koloniezahl.
Im Februar betrug der Anteil der bei 5°C gewachsenen Kolonien 40%, bei 37°C aber nur ca.1% der 20°C-Ausbeute.

Die Floraanalysen bei 20°C entsprachen der im Goldersbach typischen (vgl.3.3.2.2.) Florenstruktur. Über 50% Pseudomonaden und 20% Flavobacter/Cytophaga standen im Sommer und im Winter nur geringe Anteile anderer Keime gegenüber.

Bei 5°C war diese Einseitigkeit verstärkt, der Pseudomonaden-Anteil lag noch höher. Im Februar betrug er 86%, Pseudomonas und Flavobacter/Cytophaga zusammen umfaßten 98% der Isolate. Aber auch im August zeigte die 5°C-Kultur abnehmende Diversität des Floraspektrums. 87% der bei 5°C gewachsenen Isolate gehörten zu Pseudomonas oder Flavobacter/Cytophaga.

Bei 37°C erbrachte die Floraanalyse ein stark verschobenes Spektrum. In August und Februar war der Anteil gram-positiver Keime erhöht, er erreichte im Februar 57%. Im August kamen bei 37°C überdies viele Formen zum Wachstum (43%), die bei 20°C eine untergeordnete Rolle spielen oder nahezu fehlen. Neben einem erhöhten Anteil von Enterobakterien konnten vermehrt Spirillen, Chromobakterien und andere bestimmt werden.
Offenbar sind lediglich geringe Anteile der bei 20°C isolierten Bakterienflora in der Lage auch bei 37°C zu wachsen. Dabei handelt es sich vorwiegend um Formen, die bei den in situ herrschenden Temperaturen untypisch sind. Die für das Goldersbachsystem und seine Temperaturbedingungen charakteristischen Populationen gehen bei 37°C nicht in Kultur.

Neben der Floraanalyse wurden von den bei unterschiedlichen Temperaturen gewachsenen Kulturen jeweils 50 Kolonien entnommen, jede Kolonie geteilt, auf 3 Parallelnährböden umgeimpft und bei den verschiedenen Temperaturen erneut bebrütet (Abb.2).

Tab. 47 : Fähigkeit von jeweils 50 getesteten Isolaten zur Temperaturadaptation im Sommer und im Winter.

Temperatur der Erstkultur	August Weiterwachstum bei 5°C	20°C	37°C	Februar Weiterwachstum bei 5°C	20°C	37°C
5°C	50(100%)	49(98%)	21(42%)	50(100%)	48(96%)	8(16%)
20°C	38(76%)	49(98%)	19(38%)	50(100%)	50(100%)	21(42%)
37°C	39(78)	50(100%)	48(96%)	42(84%)	50(100%)	50(100%)

Tab.47 zeigt, daß nahezu alle mit 5°C isolierten Stämme auch zu einem Wachstum bei 20°C in der Lage waren. Bei Weiterkultur mit 37°C konnten sich im Sommer 42%, im Winter nur 16% der bei 5°C gewachsenen Keime vermehren.
Von den bei 20°C isolierten Stämmen waren im August 76%, im Februar alle zum Wachstum bei 5°C fähig.
Die 37°C-Isolate konnten alle bei 20°C weiterwachsen. Im Winter waren 84%, im Sommer 78% auch bei 5°C kultivierbar.

Dagegen konnte nur eine Minderheit der 5°C- und 20°C-Kult
ren auch bei 37°C wachsen. Insbesondere im Februar war de
Anteil niedrig, nur 16% der 5°C-Isolate wuchsen bei 37°C.

Die Versuche zur Temperaturanpassung (Tab.46,47) zeigen,
daß bei 5°C und 20°C weitgehend identische Populationen
kultiviert werden können. Dabei ist der Anteil psychro-
philer Keime im Winter höher als im Sommer. Da bei der We
terkultur der 20°C-Isolate alle Keime auch bei 5°C anwuch
sen, bleibt offen, warum die Koloniezahlen (Tab.46) bei 5
so viel niedriger waren als bei 20°C.

Die Koloniegröße der bei 5°C und bei 20°C gewachsenen Kei
unterschied sich nach 7 Tagen nicht deutlich. Bei 37°C da
gen wuchs ein Teil der Isolate zu Riesenkolonien aus.
Nach ZEIKUS & BROCK (1972) variieren die Generationszeite
autochthoner (= temperaturangepasster) Bakterien in Gewäs
sern mit einer Temperaturamplitude wie im Goldersbachsyst
kaum, wenn die Wachstumstemperaturen innerhalb der in sit
vorkommenden Temperaturen gewählt werden.

Der psychrophile Charakter, die Einheitlichkeit der Flore
struktur bei 5°C und bei 20°C und die offenbar ähnlichen
Generationszeiten innerhalb dieses Temperaturbereiches st
zen die These, daß es sich bei den auf CPS isolierten Bak
terien zu einem großen Teil um autochthone Keime handelt,
die an die Verhältnisse des Goldersbachsystems adaptiert
sind.

3.3.3.2. HETEROTROPHE AKTIVITÄT IM JAHRESZEITLICHEN WECHS

Die Remineralisierung organischer Substanz ist die wichti
ste Funktion heterotropher Bakterien im Stoffwechsel der
Gewässer. Ca. 90% aller Gewässerbakterien sind heterotrop
und an der Mineralisierung beteiligt (KUZNETSOV 1975).
Bei Untersuchungen zur heterotrophen Aktivität stellt sic
ein grundlegendes Problem:
Werden bakterielle Mischpopulationen aus einem natürliche
Gewässer im Labor inkubiert, kommt es unter den Laborbedi
gungen rasch zu einer weitgehenden Umstrukturierung der Fl

Solche "Flascheneffekte" machen Rückschlüsse auf die Situation im Gewässer problematisch.
Andererseits ist es in einem Fließgewässer kaum möglich, den Abbau löslicher Substrate in situ quantitativ zu messen. Um die potentielle heterotrophe Aktivität der aktiven Mikroflora wenigstens als Maßeinheit ihrer Temperaturadaptation nutzen zu können, wurde ein Kurzzeit-Laborversuch über 24 Std. zum Abbau gelöster organischer Substrate durchgeführt. Daneben wurde in einem Langzeitversuch der Abbau unlöslicher Cellulose im Gewässer selbst bestimmt.

3.3.3.2.1. O_2-VERBRAUCH ALS MASS HETEROTROPHER AKTIVITÄT

Bei Kurzzeitversuchen fanden SOROKIN et al.(1971) in Proben natürlicher Gewässer gleiche Verlaufskurven für den Abbau ^{14}C-markierter Substrate und den heterotrophen Sauerstoffverbrauch. Darauf fußend, wurde an Proben aus dem Goldersbach (GIV) der 24 Std.-O_2-Verbrauch bei unterschiedlichen Temperaturen mit und ohne Zusatz organischer Substrate über einen Jahreszyklus bestimmt. Algen und Protozoen konnten durch Filtration weitgehend entfernt werden, so daß der O_2-Verbrauch annähernd der bakteriellen Respirationsrate entsprechen mußte.
Als Substrate fanden Substanzen unterschiedlicher Molekülgröße Verwendung, von denen bekannt ist, daß sie von einem breiten Bakterienspektrum aufgenommen werden.
Acetat, Succinat und Glycerin sind relativ kleine Moleküle und können als "natürliche" Substrate im Stoffwechsel aerober Mikroorganismen gelten. Glukose hat ein mittleres Molekulargewicht und wird von vielen Gewässerbakterien als C-Quelle genutzt. So wiesen z.B. KANEKO et al. (1978) bei bis zu 60% psychrophiler mariner Bakterien Wachstum auf Glukose nach. Für Stämme der im Goldersbachsystem dominierenden Pseudomonas fluoreszenz und Cytophaga liegen Untersuchungen zur Glukoseaufnahme und -verwertung vor (LYNCH & FRANKLIN 1978, REICHARDT & MORITA 1982).
Bactopepton ist ein uneinheitliches Peptidgemisch mit hohem

Molekulargewicht dar. Es ist häufig verwendetes Substrat in Standardnährböden der Gewässerbakteriologie.

Abb.54 gibt den O_2-Verbrauch filtrierter Proben aus dem Goldersbach ohne Zusatz von Substraten wieder.

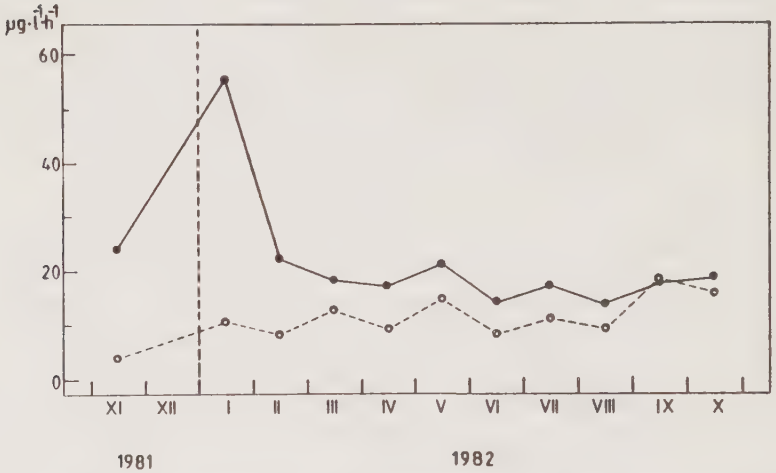

Abb. 54 : Jahresgang des O_2-Verbrauches an GIV ohne Zusatz von Substraten, o------o 5°C-Inkubation, ●——● 20°C-Inkubation.

Bei einer Inkubation mit 5°C hat der Jahresgang der O_2-Zehrung einen ausgeglichenen Verlauf. Die Verbrauchswerte lagen zwischen 4.2 $\mu g \cdot l^{-1} \cdot h^{-1}$ O_2 im November und 17.5 µg im September. Höchste Werte ließen sich zur Zeit des herbstlich erhöhten Angebotes an organischer Substanz (vgl.3.1.9. im September und Oktober messen.
Der O_2-Verbrauch der gleichen Proben bei 20°C variiert stärker. Die höchsten Meßwerte traten im Winterhalbjahr auf mit einem auffälligen Maximum (55 $\mu g \cdot l^{-1} \cdot h^{-1}$ O_2) im Januar. In den übrigen Monaten schwankte die Zehrung zwischen 13.4 im August und 24.2 µg im November.

Wird eine Bakterienpopulation erhöhten Temperaturen ausgesetzt, so ist - vorausgesetzt, die Bakterien sind bei der erhöhten Temperatur noch wachstumsfähig - ein Anstieg der Stoffwechselgeschwindigkeit entsprechend der van't Hoffsch

Regel zu erwarten. Daß die Bakterien im Goldersbach auch im Winter bei 20°C wachsen können, zeigt Tab.47.
An niedrige Temperaturen adaptierte Bakterien haben bereits eine relativ erhöhte Stoffwechselgeschwindigkeit, wie die kurzen Generationszeiten psychrophiler Keime belegen (MORITA & ALBRIGHT 1965, ZEIKUS & BROCK 1972, RHEINHEIMER 1975). Erfahren solche adaptierten Stämme eine Temperaturerhöhung, ist infolge des Q10 mit höheren Stoffwechselgeschwindigkeiten zu rechnen als bei Keimen, die bereits an die höhere Temperatur adaptiert sind.
Infolgedessen ist - bei ausreichendem Substratangebot - im Winter bei einer 20°C-Inkubation eine höhere Zehrungsrate zu erwarten als im Sommer. In den Sommermonaten liegen Bach- und Inkubationstemperatur nahe beieinander, die Stoffwechselgeschwindigkeit erhöht sich in der Kultur nur unwesentlich.
Dementsprechend übersteigen die O_2-Zehrungen im Winter bei 20°C die Verbrauchswerte im Sommer deutlich(Abb.54).
Damit ist jedoch nicht geklärt, warum der O_2-Verbrauch im Januar mehr als doppelt so hoch ist wie in den Monaten November und Februar, da sich die Wassertemperaturen nur unwesentlich unterschieden.
Die parallel durchgeführten Untersuchungen mit Zusatz von Substraten (Abb.55) zeigen während der Wintermonate überwiegend einheitliche Zehrungswerte. So kann z.B. eine Substratlimitierung im Bachwasser verantwortlich für den niedrigeren O_2-Verbrauch in November und Februar sein.

Die heterotrophe Stoffwechselaktivität in natürlichen Gewässern ist meist nicht mit der Zahl der Bakterien korreliert (HOBBIE 1979). Da jedoch die Mehrzahl der Bakterien im Gewässer aktiv ist (HOBBIE 1979, HOBBIE & WRIGHT 1979), variiert die Aktivitätsrate der Einzelzellen offenbar über einen weiten Bereich (HOPPE 1978, LADD et al.1982).
Auch im Goldersbach läßt sich keine Beziehung der GBZ und der KZ zum O_2-Verbrauch mit oder ohne Substratzusatz berechnen.

Um dennoch ein von der Bakterienkonzentration weitgehend unabhängiges Aktivitätsmaß zu verwenden, wurde bei den Versuchen mit Substratzusatz ein spezifischer heterotropher Aktivitätsindex für das jeweils verwendete Substrat berechnet. Dieser Index wird gebildet als der Quotient aus dem O_2-Verbrauch mit Substrat und dem O_2-Verbrauch ohne Substra (GODLEWSKA-LIPOWA 1974,1979).

In Abb.55 sind die Ergebnisse der Versuche mit Substratzusatz zusammengestellt. Die linke Spalte (I) zeigt den O_2-Verbrauch nach Abzug der in Abb.54 aufgetragenen bacheigenen Zehrung. In der rechten Spalte (II) sind die Verlaufskurven der spezifischen Aktivitätsindices (s.o.) dargestell

Der Aktivitätsindex bei Zusatz von Glukose variiert im Jahresverlauf stark, wobei die 5°C-Kultur ihr Maximum im Winte hat. Dabei war der absolute Sauerstoffverbrauch (I) im Januar bei 5°C sogar höher als bei 20°C. Ein zweites Aktivitätsmaximum für Glukose folgt im Herbst, wobei sich die Indices bei 5°C und 20°C im September und Oktober fast decken. Während der Frühjahrs- und Sommermonate schwankt die Aktivität bei 5°C auf einem hohen Niveau, die Maxima von Herbst und Winter werden jedoch nicht erreicht.

Für den Umsatz von Bactopepton gibt es bei 5°C zu keiner Jahreszeit besonders ausgeprägte Präferenzen. Zwar wurde der höchste Aktivitätsindex im Februar gemessen, ein eigentliches Wintermaximum fehlt jedoch.
Für Acetat, Succinat und Glycerin ließ sich bei 5°C nur in den Wintermonaten eine substratspezifische Aktivität bestimmen. Im übrigen Jahr lagen die Indices nahe bei 1.0, Sauerstoffverbrauch mit und ohne Zusatz der Substrate waren nahezu gleich.
Bei 20°C unterscheiden sich die Zehrungsraten für die einzelnen Substrate erheblich von denen bei 5°C.
Für Bactopepton besteht bei 20°C ein ausgeprägter Jahresgan mit einem Aktivitätsmaximum in Sommer und Herbst und einem Minimum im Winter. Auch im Frühjahr ist die Aktivität sehr

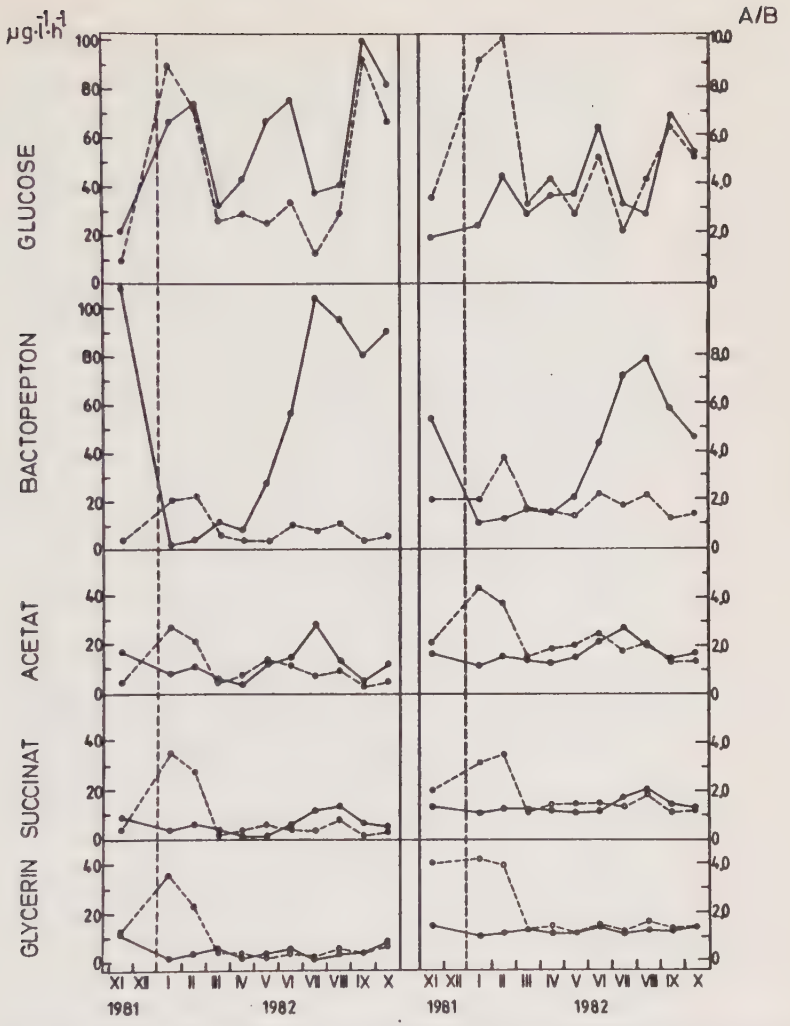

Abb. 55 : Jahresgang des O_2-Verbrauches an GIV nach Zusatz verschiedener Substrate, o-----o 5°C-Inkubation, ●——● 20°C-Inkubation.
Linke Spalte (I) : Differenz A - B
Rechte Spalte(II): Quotient A / B
A = O_2-Verbrauch mit Substrat, B = O_2-Verbrauch ohne Substrat.

gering und entspricht der bei 5°C.
Der 20°C-Aktivitätsgang für Acetat und Succinat ist wenige ausgeprägt, hat aber ebenfalls ein Sommermaximum. In den übrigen Monaten liegt die spezifische Aktivität nahe 1.0, läßt sich also auch bei 20°C kaum nachweisen.
Für Glycerin fehlt bei 20°C während des ganzen Jahres eine spezifische Aktivität.
Ähnlich wie bei 5°C schwanken die Aktivitätsindices nach Zusatz von Glukose auch bei 20°C erheblich. Im Jahresverlauf läßt sich eine steigende Tendenz von Minimalwerten im Winter zu höchster spezifischer Aktivität im Frühherbst messen. Allerdings liegt zwischen Frühsommermaximum und Maximalwert im September ein Aktivitätsrückgang in Juli und August. Deutlich und teilweise im Gegensatz zu den anderen Substraten laufen die Jahresgänge bei 5°C und bei 20°C überwiegend parallel. Sogar das Wintermaximum bei 5°C findet sich auf niedrigerem Niveau auch bei 20°C.

Die bei der Untersuchung verwendeten Substrate werden auf unterschiedlichen Stoffwechselwegen von Bakterien aufgenommen und abgebaut. Infolgedessen ist auch die Respirationsrate zum Abbau gleicher Substratmengen unterschiedlich und es lassen sich aus der Relation der Aktivitätsindices zueinander kaum Schlüsse auf die Größe der jeweils beteiligten Populationen ziehen.
Vergleichen lassen sich jedoch die unterschiedlichen Jahresgänge für einzelne Substrate und Unterschiede der Ergebnisse bei 5°C und 20°C.

Der Abbau von Bactopepton ist von der Temperatur abhängig. Während bei 5°C kaum eine spezifische Zehrung vorhanden ist hat der O_2-Verbrauch bei 20°C ein eindeutiges Maximum zur Zeit hoher Wassertemperaturen im Goldersbach. Im Winter ist aber auch mit hoher Inkubationstemperatur im Labor keine heterotrophe Aktivität für Bactopepton zu induzieren.

Im Gegensatz dazu haben alle anderen Substrate ein Wintermaximum der spezifischen Aktivität bei 5°C.

Da auch im Winter nahezu alle bei 5°C isolierten Bakterien auch bei 20°C wachsen können (Tab.47), spricht das Fehlen einer Bactopepton-Winteraktivität dafür, daß der notwendige Stoffwechselweg bzw. Enzymapparat im Winter auch durch Temperaturerhöhung nicht zu induzieren ist bzw., daß die verantwortlichen Bakterien im Winter weitgehend fehlen. Für die anderen Substrate besteht entweder eine Kälteadaptation der entsprechenden Stoffwechselwege oder es findet eine entsprechende Umstrukturierung der Bakterienflora statt.

Da Glycerin als Intermediärprodukt des Fettstoffwechsels dauernd zur Verfügung steht, ist die spezifische Aktivität allein bei 5°C im Winter erstaunlich. Eine mögliche Interpretation wäre, daß Glycerin von bestimmten Keimen erst dann als Substrat genutzt wird, wenn die Aufnahme bevorzugter C-Quellen durch die Temperaturbedingungen gehemmt wird (vgl.3.3.3.2.2.). Diese Frage läßt sich auf der Grundlage der vorliegenden Daten nicht beantworten. Es gibt jedoch ähnliche Beobachtungen z.B. hinsichtlich temperaturgesteuerter antagonistischer Präferenzen für Glukose und organische Säuren bei Pseudomonas fluoreszenz (LYNCH & FRANKLIN 1978), oder temperaturgesteuerter Veränderungen im Glukosestoffwechsel psychrophiler Cytophaga (REICHARDT & MORITA 1982).

Die weitgehend parallel verlaufende Aktivität für Glukose bei 5°C und 20°C spricht für die Beteiligung gleicher Populationen in beiden Temperaturbereichen. Möglicherweise sind hierbei die Pseudomonaden und speziell Pseudomonas fluoreszenz beteiligt, die im Goldersbachsystem ganzjährig dominieren und bei beiden Temperaturen aktiv sind (Tab.46,47).

Die spezifische heterotrophe Aktivität - bestimmt als Respirationsrate - erreicht für 4 der 5 Substrate bei 5°C höhere Werte als bei 20°C. Diese Beobachtung deckt sich mit Untersuchungsergebnissen von TISON & BOYLEN (1978) an psychrophilen Bakterien aus dem Sediment eines oligotrophen Sees. Diese Bakterien zeigten bei Laborversuchen steigende Mineralisationsleistungen mit sinkender Inkubations-Temperatur.

Ihr Aktivitätsoptimum hatten sie etwa 3°C über der am See-
grund jeweils herrschenden Temperatur.
So unterstreicht der Jahresgang des Aktivitätsindexes, der
bei 5°C - besonders im Winter - höher ist als bei 20°C, de
Adaptationsgrad der Bakterien an die Temperaturbedingungen
im Goldersbach. Das Maximum für Glukose im Frühherbst kann
zusätzlich substratinduziert sein, da zu dieser Zeit verme
leicht lösliche Substanzen aus dem Herbstlaub ausgewaschen
werden (vgl.3.2.).

3.3.3.2.2. UNTERSUCHUNGEN ZUM ABBAU VON CELLULOSE

Cellulose ist die mengenmäßig vorherrschende organische Su
stanz in den meisten aquatischen Ökosystemen. Ihr Abbau ge
vorwiegend auf die Tätigkeit von Bakterien zurück (v.BRAND
1954, IMSCHENEZKI 1959), wobei die Celluloseabbauer defini
tionsgemäß der autochthonen Flora zugehören (WINOGRADSKY
1949, KUZNETSOV et al.1979).
Mit der beschriebenen Methodik (2.3.3.8.) wurde versucht,
die Veränderung der Reißfestigkeit von Cellulosefasern als
Maß des Abbaus zu verwenden und im jahreszeitlichen Wechse
zu quantifizieren. Die Ergebnisse von 4 Versuchsserien, di
mit Ausnahme der Frühjahrsmonate alle Jahreszeiten umfasse
sind in Tab.49 zusammengestellt. Als Maß des intramolekula
ren Abbaus wurde von einigen Proben der Durchschnittspoly-
merisationsgrad (DP-Grad) bestimmt (Tab.48).

Tab. 48 : Durchschnittspolymerisationsgrad von Fasern nach unterschie
lich langer Exposition im Bach.

Verweilzeit in Tagen	DP - Grad Bestimmung 1	Bestimmung 2	Mittelwert $\bar{x}$
	27.August - 26.September		
0	245	244	245
2	237	242	240
4	240	241	241
10	243	231	237
30	238	238	238
	16.Januar - 15.Februar		
30	243	241	242

Tab. 49 : Höchstzugkraft, Zugkraftdehnung und Feinheitsfestigkeit von Cellulose-Fasern nach unterschiedlich langer Exposition im Goldersbach - Ergebnisse der 4 Versuchsserien.

Verweildauer	Höchstzugkraft in cN Mittelwert $\bar{x} \pm q$	Var.-koeff. %	Zugkraftdehnung in % Mittelwert $\bar{x} \pm q$	Var.-koeff. %	Feinheitsfestigkeit in cN/tex
			27. August - 26. September		
0 Tage	10.88±0.30	9.72	22.65±1.10	22.65	16.23
2 "	9.91±0.09	13.90	19.53±1.08	19.42	14.69
4 "	9.35±0.59	22.27	18.00±1.56	30.84	13.92
10 "	5.92±0.62	37.29	11.67±1.34	40.41	8.80
30 "	-	-	-	-	-
			13. September - 13. Oktober		
0 Tage	11.14±0.27	8.63	30.00±1.00	12.13	16.63
2 "	10.76±0.25	8.05	24.83±1.78	25.62	16.06
4 "	9.70±0.25	9.06	24.26±0.81	11.29	14.48
10 "	5.28±0.26	17.47	12.77±2.56	25.28	7.88
30 "	4.78±0.97	28.46	9.14±3.16	49.52	7.13
			25. Oktober - 24. November		
0 Tage	11.17±0.29	8.72	28.41±1.12	16.32	16.69
2 "	11.17±0.31	8.78	27.33±1.51	17.23	16.67
4 "	10.14±0.31	9.46	23.31±1.08	14.76	15.13
10 "	8.24±0.31	11.61	15.72±1.29	25.22	12.30
30 "	5.38±0.28	16.00	10.89±0.76	24.04	8.03
			16. Januar - 15. Februar		
0 Tage	11.05±0.28	8.53	30.65±1.08	12.56	16.54
2 "	11.00±0.39	14.39	29.20±1.55	19.71	16.46
4 "	10.92±0.36	12.18	26.40±1.10	14.60	16.32
10 "	10.57±0.32	11.04	26.80±1.31	18.04	16.10
30 "	4.48±0.36	28.78	10.60±1.30	39.27	7.53

Die angegebenen Vertrauensbereiche gelten für eine Sicherheit von S = 95%

In allen Versuchsserien traten sukzessive Festigkeitsverluste auf, Ausmaß und Geschwindigkeit der Faserschädigung waren jedoch unterschiedlich. In Abb.56 ist der prozentuale Höchstzugkraft-Verlust während der Exposition in verschiedenen Jahreszeiten dargestellt.

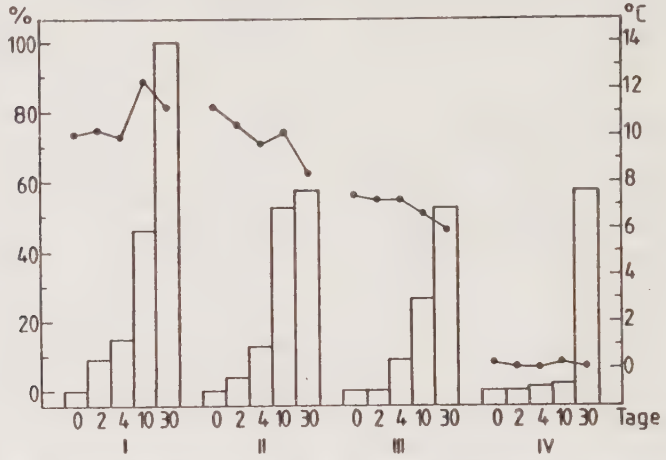

Abb. 56 : Höchstzugkraft-Verlust (%) von Cellulosefasern nach unterschiedlichen Expositionszeiten (Tage) im Goldersbach und die Wassertemperaturen am Ende der Exposition.

Im August-September (Serie I) waren nach 30 Tagen im Bach nur noch wenige Fasern vorhanden und so brüchig, daß Messungen nicht mehr möglich waren. In den anderen Versuchsserien betrug der Zugkraftverlust nach 30 Tagen jeweils zwischen 52 und 57% des Ausgangswertes.
Den stärksten Festigkeitsverlust in den ersten 10 Tagen erfuhren die Fasern in der zweiten Septemberhälfte (Serie II), allerdings waren die Werte zu Septemberbeginn (Serie I nur geringfügig niedriger. Im Spätherbst (Serie III) war die Abnahme der Höchstzugkraft deutlich verzögert. Innerha der ersten 2 Tage veränderten die Werte sich nicht, nach 10 Tagen waren erst etwa 50% des Verlustes im September erreicht. Im Januar (Serie IV) ließ sich im teilweise zugefrorenen Bach während der ersten 10 Tage nur eine gering fügige Schädigung der Fasern messen. Nach 30 Tagen allerdings waren die Zugkraftverluste gleich groß wie im Septem ber.

Die saisonal unterschiedliche Geschwindigkeit der Festigkeitsverluste spricht gegen eine Schädigung der Fasern durch die bloße Einwirkung des Wassers und der Strömung und für einen biogenen Abbau. Abflußschwankungen und damit unterschiedliche mechanische Beanspruchungen durch die Strömung gab es immer wieder in allen Versuchsserien, so daß sie als Grund der regelmäßigen und parallel zur Wassertemperatur wechselnden Faserschädigungen ausscheiden.

Um mögliche nichtbiogene Auswirkungen der Lagerung in Wasser zu quantifizieren, wurden Faserbündel in einem Laborversuch über 30 Tage bei verschiedenen Temperaturen in Wasser gelegt. Mikrobieller Angriff wurde durch Zusatz von HgCl verhindert. Die Festigkeitsparameter der Fasern unterschieden sich nach 30 Tagen nicht von denen der unbehandelten Fasern, eine Schädigung durch das Wasser ist auszuschließen. Offenbar handelt es sich bei den gemessenen Festigkeitsverlusten um Auswirkungen mikrobiellen Abbaus.

Nach Untersuchungen zum Abbau von cellulosehaltigem Fischnetzmaterial und von Baumwollzwirnen (MESECK 1929, v.BRANDT & KLUST 1950, RHEINHEIMER 1960), ist ein deutlicher Abbau von Cellulose im Gewässer erst oberhalb einer Grenztemperatur möglich, die v.BRANDT & KLUST (1950) bei 4°C, v.BRANDT (1953) bei einem Monatsmittel von 7°C und RHEINHEIMER (1960) bei 12-15°C ansetzen.
Nach diesen Untersuchungen ist in Fließgewässern allein die Temperatur der begrenzende Faktor für eine cellulolytische Aktivität, während in stehenden Gewässern auch dem Trophiegrad Bedeutung zukommt (v.BRANDT & KLUST 1950, v.BRANDT 1953, HOFSTEN & EDBERG 1972). Im Zusammenhang mit der Bedeutung des Trophiegrades fand EGGLISHAW (1972) eine Korrelation zwischen Celluloseabbau und Nitratkonzentration, KLUST & MANN (1955) konnten im Labor einen höheren (allerdings anaeroben) Abbau von Cellulose nach Zugabe von Kalk und Phosphaten induzieren.

Daß auch im Goldersbach ein Zusammenhang zwischen Faserschädigung und Wassertemperatur besteht, zeigt Abb.56. Zwar geben die momentanen Temperaturen beim Einholen der Proben den Temperaturverlauf nur sehr grob wieder, doch wird deutlich, daß die Verzögerung des Faserabbaus mit dem Sinken der Wassertemperaturen parallel geht.
Etwa ab Ende Oktober, wenn die Temperaturen unter 8°C absinken, ist der Festgkeitsverlust der Fasern deutlich verlangsamt.
Obwohl der Faserabbau auch bei 0°C nicht vollständig zum Erliegen kommt, scheint die cellulolytische Aktivität der Bakterien bei niedrigen Temperaturen stark gehemmt.
Daß im Goldersbachsystem - im Gegensatz zu den Untersuchungen mit Baumwollgarnen - auch im Winter ein langsamer Abbau meßbar bleibt, ist vermutlich durch die höhere Empfindlichkeit der Methodik bedingt.
Geringe Schäden an Netzgarnen haben wegen der Dicke und unregelmäßigen Struktur der Garne noch keinen messbaren Festigkeitsverlust zur Folge, obwohl sie bereits mikroskopisch nachzuweisen sind (KLUST & MANN 1955). Bei den technisch hergestellten und zu 100% aus Cellulose bestehenden dünnen Fasern, wie sie im Schönbuch verwendet wurden, werden Schädigungen sehr viel schneller auch als Festigkeitsverlust meßbar.

Um die Bedeutung der Temperatur für den Faserabbau näher zu bestimmen, wurden Faserproben mit Bachwasser bei verschiedenen Temperaturen im Labor inkubiert. Tab.50 gibt die Ergebnisse wieder. Sowohl bei 12°C wie bei 5°C blieb die Faserfestigkeit über 30 Tage unverändert.
WUNDERLICH (1977) konnte nachweisen, daß es in stehendem Wasser durch die Aktivität celluloseabbauender Mikroorganismen zu einer Verarmung an Stickstoff und Phosphor kommt die einen weiteren Celluloseabbau hemmt.
Im oligotrophen Goldersbachwasser ist die Nährsalz-Konzentration so gering (vgl.3.1.), daß in stehendem Wasser kein Faserabbau stattfindet. So wird durch die Ergebnisse des

Standversuches die Bedeutung des Trophiegrades für den Celluloseabbau in stehenden Gewässern belegt.
Im Goldersbach sorgt die Strömung für eine ständige Erneuerung des Nährsalz-Angebotes. Bereits RUTTNER (1926) schrieb der Strömung eine eutrophierende Wirkung zu.

Tab. 50 : Faserfestigkeit nach unterschiedlich langer Lagerung von Cellulosefasern in Gläsern, gefüllt mit Bachwasser.

Verweildauer	Höchstzugkraft in CN Mittelwert $\bar{x} \pm q$	Var.-koeff. %	Zugkraftdehnung in % Mittelwert $\bar{x} \pm q$	Var.-Koeff. %	Feinheitsfestigkeit in cN/tex
		Inkubationstemperatur 5°C			
0 Tage	10.79±0.30	9.87	25.79±1.12	15.38	16.10
2 "	11.26±0.28	8.83	27.52±0.94	11.53	16.81
4 "	11.22±0.37	11.57	24.44±1.27	18.58	16.74
10 "	10.98±0.25	8.09	27.38±1.01	12.54	16.39
30 "	10.39±0.34	11.44	26.12±1.10	14.61	15.51
		Inkubationstemperatur 12°C			
0 Tage	11.38±0.33	10.13	26.68±1.03	13.20	16.99
2 "	11.29±0.30	9.34	27.16±0.93	11.40	16.85
4 "	11.03±0.38	12.14	24.78±1.12	15.55	16.46
10 "	10.20±0.34	11.86	22.32±0.98	15.56	15.22
30 "	11.18±0.31	9.81	24.76±0.83	10.70	16.69

Die angegebenen Vertrauensbereiche gelten für eine Sicherheit S = 95%

Ein Rückgang der Abbaugeschwindigkeit mit sinkender Temperatur spricht dafür, daß sich die entsprechenden Enzymsysteme nicht an niedrige Temperaturen adaptieren können. Tatsächlich konnte WUNDERLICH (1977) für Cellulasen aus einem See Temperaturoptima von 36-37°C nachweisen, also weit oberhalb der im Gewässer herrschenden Temperaturen.

3.3.3.2.2.1. CELLULOSE-ABBAUENDE BAKTERIEN

Bei Untersuchungen in Kläranlagen wurden eine Reihe gramnegativer Bakterien, darunter auch ein Stamm von Pseudomonas fluoreszenz, mit cellulolytischer Aktivität identifiziert (RAMASAMY & VERACHTERT 1980, VERACHTERT et al.1982). Im natürlichen Gewässer sind jedoch Cytophaga die bedeutensten Cellulose-Abbauer (MULLINGS & PARISH 1981, REICHARDT 1981, REICHARDT & MORITA 1982).

Da Cytophaga im Goldersbach einen bedeutenden Anteil der heterotrophen Bakterienflora ausmachen, liegt nahe, daß sie auch hier am Cellulose-Abbau beteiligt sind.
Die Zunahme des Cytophaga-Anteils im Spätherbst (3.3.2.2.1. wenn das Cellulose-Angebot besonders hoch ist, stützt diese Vermutung. Doch gerade in dieser Zeit sinkt mit den Wassertemperaturen auch der Festigkeitsverlust der Fasern als Maß der cellulolytischen Aktivität.
Bereits VIEHL (1939) hat darauf hingewiesen, daß gleiche Substratmengen bei sinkender Stoffwechselgeschwindigkeit die Existenz größerer Bakterienpopulationen ermöglichen. So ist ein Wachstum der Cytophaga-Population durchaus folgerichtig. Daß zwischen der Zahl von Cellulose-Destruenten und dem tatsächlich zu messenden Abbau keine positive Korrelation besteht, konnten auch RHEINHEIMER (1960) und WUNDERLICH (1977) messen.

Als Versuch des direkten Nachweises, daß Cytophaga am Celluloseabbau im Goldersbach beteiligt sind, wurde eine Floraanalyse der Bakterien durchgeführt, die durch Schütteln und Zentrifugation von geschädigten Fasern isoliert werden konnten (Tab.51).

Tab. 51 : Ergebnisse einer Floraanalyse der bakteriellen Besiedlung von Fasern nach 30 Tagen im Goldersbach (100 Isolate).

Gram-negative Isolate		Gram-positive Isolate	
Pseudomonas	39	Bacillus	3
Flavobacter	16	Coryneforme	11
Cytophaga	26		
Acinetobacter	2		
Alkaligenes	1		

2 Isolate gingen bei der Kultur verloren

Die Ergebnisse der Floraanalyse unterscheiden sich kaum von den Floraanalysen in der fließenden Welle. Zwar ist der Anteil von Cytophaga gegenüber den in Tab.42 zusammengefaßten Mittelwerten erhöht, Anteile in dieser Höhe waren aber auch bei Einzelanalysen im Wasser aufgetreten.
Nach IMSCHENEZKI (1959) und VAN OEVELEN et al.(1975) wachsen cellulolytische Bakterien und speziell Cytophaga in engem Kontakt mit ihrem Substrat und bilden eine stabile Schleimhülle. Sie lassen sich nur in geringer Zahl im die Faser umgebenden Wasser nachweisen (IMSCHENEZKI) und mechanisch kaum von der Faser trennen (VERACHTERT et al.1982).

Cytophaga liegen Cellulosefasern in Längsrichtung an und "fressen" sich in die Faser hinein (IMSCHENEZKI 1959).
Wegen dieser engen Bindung lassen sich auch weder Exocellulasen noch Cellulosebruchstücke im Medium nachweisen (IMSCHENEZKI 1959, SCHLEGEL 1981).
So entstehen an der Faser "Fraßstellen"(KLUST & MANN 1955), wie sie auch bei den Fasern im Goldersbach nachgewiesen werden konnten und in Abb.57 dokumentiert sind.

Für eine relativ enge Lokalisation der geschädigten Faserbereiche sprechen auch die in Tab.48 zusammengefaßten Ergebnisse der DP-Grad - Bestimmung. Mehr oder weniger punktuelle Schädigungen haben zwar einen großen Festigkeitsverlust, aber keine meßbare Abnahme des durchschnittlichen Polymerisationsgrades zur Folge. Die Mehrzahl der Cellulose-Polymere wird nicht geschädigt.

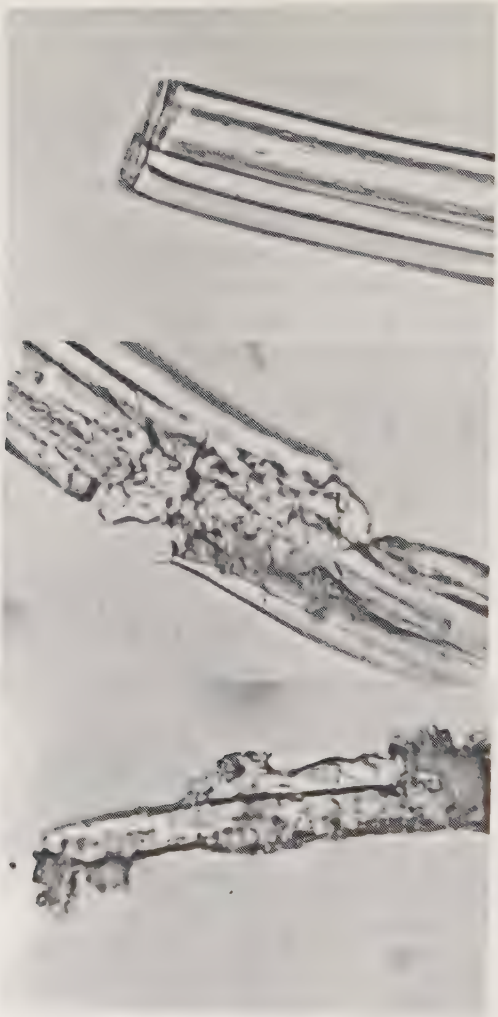

Abb. 57 : Ausmaß der Schädigung von Cellulose-Fasern nach Exposition im Goldersbach, Vergr.: 400-fach. Oben: unbehandelte Faser, Mitte: nach 10 Tagen, Unten: nach 30 Tagen.

4. ZUSAMMENFASSENDE DISKUSSION

Das Ökosystem Bach umfaßt eine Fülle kleinräumiger Kompartimente mit unterschiedlichen Lebensbedingungen.
So bietet z.B. ein sandiger Bachgrund andere Nährstoffverhältnisse als mit Detritus angereicherte Sedimentationsräume. Alle Kompartimente stehen über die fließende Welle in Verbindung.
Sessile und an Partikel adsorbierte Bakterien des Epilithons und Epiphytons werden von der Strömung erfaßt und sedimentieren an anderer Stelle erneut. Aus Untersuchungen verschiedener limnischer und mariner Ökosysteme ist bekannt, daß darüberhinaus ein großer Teil der Gewässerbakterien planktisch lebt (HOBBIE & WRIGHT 1979).
Da die fließende Welle damit ein Näherungsbild der bakteriellen Gesamtflora eines Baches bietet, wurden die Untersuchungen im Goldersbach an und in der fließenden Welle durchgeführt. Zwei Fragen standen im Vordergrund:

Gibt es in naturnahen Bächen eine autochthone Bakterienflora oder sind die Bakterien in der fließenden Welle überwiegend allochthoner Herkunft?
Welchen Einfluß üben die sich im Jahresverlauf ändernden Milieufaktoren auf Struktur und Aktivität der Mikroflora aus?

Als wichtigste Milieufaktoren für die Bakterien eines Baches müssen physikalische Parameter wie Wasserführung und Temperatur und die Konzentration von Wasserinhaltsstoffen gelten. Biotische Faktoren, wie der Einfluß bakterienfressender Organismen, scheint für die Populationsgröße von Wasserbakterien nahezu ohne Bedeutung zu sein (FENCHEL 1975, PETERSON et al.1978).
Um die Auswirkungen der physikalischen und chemischen Parameter bestimmen zu können, wurden einige Variable und ihr Beziehungsgefüge untereinander über einen Zeitraum von 4 Jahren gemessen und analysiert (3.1.,3.2.).

Die Meßwerte von Wasserinhaltsstoffen, die primär durch den geologischen Aufbau des Einzugsgebietes bestimmt sind (pH-Wert, Leitfähigkeit, Härte und anorganischer Kohlenstoff),

sinken bei Hochwasser und sind teilweise negativ mit dem Abfluß korreliert. Mit zunehmendem Abfluß nimmt der Anteil Niederschlags- und Bodenabflußwassers an der Wasserführung zu, eine Verdünnung des Grundwasseranteils und der geogenen Variablen ist die Folge. Gleichzeitig kommt es bei Niederschlag zum Eintrag von Trübstoffen und organischen Substanzen aus dem umgebenden Boden. Diese allochthone Befrachtung äußert sich in positiven Korrelationen von $KMnO_4$-Verbrauch (3.1.9.), Nitratkonzentration (3.1.10.1.) und BSB_5 (3.1.8.2. zum Abfluß und untereinander.

Negative Beziehungen geogener Faktoren und positive Beziehungen der Parameter partikulärer und organischer Substanz zur Wasserführung sind mehrfach beschrieben und können als charakteristisch insbesondere für unbelastete Fließgewässer gelten (MARXSEN 1980a, OBORNE et al.1980, BREHM & MEIJERING 1982, NUTTAL 1982b).

Neben einer Abhängigkeit vom Abfluß zeigen einige Faktoren auch jahreszyklische Dynamik. Als direkte Folge der jahreszeitlichen Temperaturschwankungen kommt es zu Maxima von Ammonium- (3.1.10.2.) und Nitritkonzentration (3.1.10.3.) im Sommer. Ammonifikation und Nitritation sind temperaturabhängig (RHEINHEIMER 1965, 1975).
Die Regressionsgeraden der Beziehung $KMnO_4$-Verbrauch-Abfluß an den Meßpunkten haben in den Herbstmonaten eine höhere Steigung (Abb.13,14). Im Herbst gelangen bei Niederschlägen vermehrt organische Substanzen in die Bäche. Der daraus freiwerdende Phosphoranteil führt überdies zu Phosphatmaxima bei Abflußerhöhungen im Herbst (3.1.11.).

In einem nährstoffarmen und makrophytenfreien Waldbach, in dem auch wegen der weitgehenden Beschattung eine autochthone Primärproduktion nur von untergeordneter Bedeutung ist (SCHWOERBEL 1980), stellt die Zufuhr organischer Substanz aus der terrestrischen Umgebung die stoffliche und energetische Basis des Stoffwechsels in der fließenden Welle dar (WUHRMANN 1964,1974, MARXSEN 1980c), und wie die Wasseranalysen (3.1.) belegen, gilt dies auch im Goldersbachsystem.

Paralell dazu wurde auch die Bakterienflora kleiner Fließgewässer lange als allochthon und aus dem umgebenden Boden eingeschwemmt betrachtet (WUHRMANN 1964, EVANS & OWENS 1973). Wegen ihrer Nährstoffarmut galten solche Bäche überdies als ungeeignete,"sekundäre" Lebensräume für planktische Bakterien, die wegen ihrer geringen Größe als Ruhestadien und "Kümmerformen" (JANNASCH 1955, RHEINHEIMER 1975) von Aufwuchsbakterien angesehen wurden und bei ausreichender Nährstoffversorgung zu "normalen" Bakterien auswachsen sollten.

Nach neueren, insbesondere fluoreszenzmikroskopischen Untersuchungen (HOBBIE & RUBLEE 1975, FERGUSON & RUBLEE 1976, HANSON & WIEBE 1977, ZIMMERMANN 1977, HOBBIE 1979, HOBBIE & WRIGHT 1979) ist die Mehrzahl der Wasserbakterien sehr klein und nicht an Partikel adsorbiert. Vor allem Untersuchungen im Pelagial großer Seen und in marinen Ökosystemen konnten zeigen, daß solche planktischen Populationen autochthonen Charakter haben und nicht vorübergehend vom Aufwuchs in ungeeignete Lebensräume verfrachtet wurden.
Auch das Phytoplankton nährstoffarmer Gewässer setzt sich aus kleineren Formen zusammen als das Phytoplankton eutropher Biotope, wobei es sich nicht etwa um inaktive Ruhestadien handelt.
Eine verringerte Zellgröße verschiebt das Verhältnis Volumen : Oberfläche zugunsten einer größeren Oberfläche. Die Oberfläche ist aber das Organ, über das anorganische und organische Nährstoffe aufgenommen werden.
So ist - wie beim Phytoplankton - auch die Dominanz kleiner und sehr kleiner Bakterien in nährstoffarmem Milieu nicht als Bildung ruhender Kümmerformen zu verstehen, sondern stellt eine Anpassung an geringe Substratkonzentrationen dar. Bei gleicher Gesamt-Biomasse sind viele kleine Zellen wegen ihrer größeren Oberfläche besser in der Lage, geringe Nährstoffkonzentrationen auszunutzen, als wenige große Zellen.

Tatsächlich läßt auch die geringe Größe keinen Schluß auf die Stoffwechselaktivität zu. Bei aufnahmekinetischen und autoradiographischen Untersuchungen erwiesen sich bis zu

90% der unter 1µ kleinen Wasserbakterien als heterotroph stoffwechselaktiv (AZAM & HODSON 1977, HOPPE 1977, MEYER-REIL 1978, HOBBIE 1979, HOBBIE & WRIGHT 1979).
Im Gegensatz zu zymogenen Bakterien (WINOGRADSKY 1949), sin solche autochthonen Keime an die oft außerordentlich geringen Substratkonzentrationen des nährstoffarmen Freiwassers angepasst. Oligotrophe Bakterien sind häufig erst nach eine "Gewöhnungskultur" oder gar nicht in der Lage, auf höher konzentrierten Medien zu wachsen (HOBBIE 1979, KUZNETSOV et al.1979, ROMANENKO 1979).

Um Aussagen über den allochthonen oder autochthonen Charakter der Bakterienflora in der fließenden Welle des Goldersbachsystems und mögliche Adaptationen an Milieufaktoren machen zu können, ist eine quantitative Bestimmung der Mikr flora Voraussetzung.
Im Gegensatz zu Untersuchungen von Seen und abwasserbelastet Flüssen existieren wenige Angaben über Direktzählungen von Bakterien in sauberen Fließgewässern und die wenigen vorlie genden Daten differieren teilweise erheblich. So zählten JANNASCH (1955) im Oberlauf von Aale und Fulda, REICHARDT & SIMON (1972) im unbelasteten Oberlauf eines Gebirgsbaches, BARTON & LOCK (1979) in einem oligotrophen kanadischen Fluß und NUTTAL (1982a) im Oberlauf eines britischen Flusses Gesamtbakterienzahlen von ca. $2\text{-}9\cdot10^5$, was den im Goldersbachsystem ermittelten Werten entspricht. In der gleichen Größenordnung liegen auch Angaben über die GBZ oligotropher Seen (RODINA 1961) und Trinkwasserspeicher (STRASKRABOVA & KOMARKOVA 1979).
MARXSEN (1980b) zählte in hessischen Mittelgebirgsbächen im Mittel $1\text{-}5\cdot10^6$ Bakterien, Zahlen, wie sie für große, abwasserbelastete Flüsse charakteristisch sind (SOROKIN 1965, ROMANENKO 1966, DAUBNER 1969, HOBBIE et al.1977, RHEINHEIME 1977). Ebenfalls in dieser Größenordnung sind die GBZ eutro pher Seen (RODINA 1961, RHEINHEIMER 1975) bzw. in daraus abfließenden Flüssen (RHEINHEIMER 1977). Mit durchschnittli $1\cdot10^6$ Bakterien erreicht das Wasser des abwasserbelasteten

Meßpunktes GV die untere Grenze dieses Bereiches.

HOBBIE & WRIGHT (1979), aber auch andere Autoren, halten eine Klassifizierung von Gewässertypen unterschiedlicher Trophiestufen anhand der GBZ für möglich und zuverlässig. Will man die Gesamtbakterienzahlen in dieser Weise bewerten, ist jedoch zu berücksichtigen, daß Parallelzählungen mit der Fluoreszenz-Methode Fehlerraten von ca. 40% ergaben (STEINBERG 1977a) und bei der klassischen Durchlichtmethode nach RAZUMOV (wie sie z.B. MARXSEN verwendete) sogar mit Fehlern bis zu 95% zu rechnen ist (TAUTERMANN 1975).

Wegen der Beziehung zwischen Saprophytenzahlen und der Konzentration organischer Nährstoffe wurde eine Reihe von Klassifizierungssystemen der Gewässergüte nach der Zahl koloniebildeneder Bakterien aufgestellt, die teilweise erheblich voneinander abweichen. Nach diesen Gütesystemen würden die im Goldersbachsystem ermittelten Koloniezahlen den Saprobitätsstufen I (SLADEČEK 1969), II (KOLKWITZ 1935, LIEBMANN 1951, DAUBNER 1972), II-III (WACHS 1969, KOHL 1975) und III (BAHR 1953, DAUBNER 1972, HÖLL 1979) entsprechen. Diese Zuordnung der Schönbuchbäche zu überwiegend ß- oder α-ß - saproben Verhältnissen widerspricht den biologischen Gegebenheiten (KLEE et al.1983) ebenso wie den unter 3.1. dargestellten wasseranalytischen Daten (KRACHT & KLEE 1983). Bei standardisierten Klassifizierungssystemen finden in der Regel Anzuchtmedien mit hohen Substratkonzentrationen Verwendung. Wie bereits dargestellt wurde, kommen auf solchen Medien bevorzugt zymogene Saprophyten zum Wachstum, oligotrophe Bakterien lassen sich hier nicht vermehren (HOBBIE & WRIGHT 1979, ISHIDA & KADOTA 1979, KUZNETSOV et al.1979, ROMANENKO 1979).
Auf dem im Goldersbachsystem verwendeten CPS-Medium werden regelmäßig höhere Koloniezahlen als auf Standardnährböden und ein breites Spektrum sonst kaum auftretender Formen gefunden (JONES 1970, BAKER & FARR 1977, MOALEDJ & OVERBECK 1982). Neben der zymogenen Flora kommen auch Teile autochthoner, oligotropher Populationen zum Wachstum (REICHARDT & SIMON 1972, MOALEDJ & OVERBECK 1982).

So lassen sich CPS-Koloniezahlen nicht mit den Kriterien der genannten Saprobitätssysteme beurteilen.
Auch RAZUMOV-Koeffizienten (3.3.1.3.) eignen sich aus dem gleichen Grund nicht zur Güteklassifizierung. Allerdings stimmen sie recht gut mit ebenfalls auf CPS erzielten Koe fizienten anderer Untersuchungen überein (REICHARDT & SIM 1972, BAKER & FARR 1977, NUTTAL 1982a).

Obwohl die Koloniezahlen einen außergewöhnlich hohen Ante der GBZ repräsentieren, sind die Verlaufskurven von GBZ u KZ nur an 2 Meßpunkten miteinander korreliert(Tab.35).
Während die Koloniezahlen kurzfristig variieren, sind die GBZ an allen Meßpunkten konstanter (Tab.34), haben aber a 4 der 7 Meßpunkte langfristige, saisonale Schwankungen, di in einer Korrelation zur Wassertemperatur zum Ausdruck ko men (3.3.1.4.).
Eine Beziehung der KZ zur Temperatur gibt es nur im Arenb wo wegen der saisonalen Periodik beider Parameter an AI d Verlaufskurven von GBZ und KZ korreliert sind. Nahezu all untersuchten physikalisch-chemischen Parameter belegen, d die Verhältnisse an AI durch die biologischen und physika lisch-chemischen Bedingungen im Erlenweiher bestimmt werd den der Arenbach vor Meßpunkt AI durchfließt. Da sommerli che KZ-Maxima typisch für stehende Gewässer sind,scheint auch die Bakterienflora an AI durch den Erlenweiher gepräg zu sein.

Die Temperaturkorrelation der GBZ wird immer wieder durch eine Abflußkorrelation überlagert (Tab.38). Hochwasserere nisse bewirken in allen Bächen Steigerungen von GBZ und K Abflußveränderungen unterhalb der Hochwasserschwelle habe dagegen unterschiedliche Auswirkungen.
An 3 der 5 Pegel führen bereits kleine Abflußschwankungen Veränderungen der KZ, es besteht eine positive Korrelatio KZ-Abfluß. An den beiden anderen Pegeln bleibt die Bezieh nur knapp unter der Signifikanzschwelle.
Für die GBZ besteht ein solcher Zusammenhang nur an den P geln der kleinsten Bäche Lindach(GI) und Klingenbach (KB) An den Pegeln der größeren Bäche läßt sich ein Einfluß geri

Abflußschwankungen auf die GBZ nicht beobachten.

Die berechneten Abflußkorrelationen gehorchen an allen Pegeln der Form $\log B = a \cdot \log Q + b$ (B=Bakterienkonzentration; Q=Abfluß). Über die gleiche log-log - Beziehung sind im Goldersbachsystem auch $KMnO_4$-Verbrauch und Nitratkonzentration vom Abfluß abhängig. Ein solcher Zusammenhang ist aus anderen Bächen bereits für partikuläre und organische Stoffe bekannt (FISHER & LIKENS 1972,1973, LIKENS et al.1977, MARXSEN 1980a) und wird als Beleg für deren allochthone Herkunft gewertet.
Mit partikulärer Substanz allochthoner, d.h.terrestrischer Herkunft werden auch Bodenbakterien in die fließende Welle geschwemmt. So weist die log-log - Beziehung der Bakterienkonzentrationen auch auf eine allochthone Herkunft der erfaßten Keime hin. Aus der unterschiedlichen Abfluß-Abhängigkeit von GBZ und KZ läßt sich schließen, daß die GBZ offenbar Populationen umfassen, in denen Bodenkeime nur bei Hochwasser einen bedeutenden Anteil erreichen, während der Anteil allochthoner Bakterien unter den KZ bei Abflußsteigerungen rasch wächst.
In den kleinen Bächen Klingenbach und Lindach werden allerdings auch die GBZ bereits bei leichten Abflußsteigerungen von Bodenbakterien überlagert. Folgerichtig sind im Klingenbach GBZ und KZ mit dem $KMnO_4$-Verbrauch korreliert (Tab.39). Wegen der eng benachbarten Einzugsgebiete von Klingenbach und Lindach (Abb.1), bewirken Niederschlagsereignisse in beiden Bächen gleichzeitig Einschwemmungen aus dem Boden, die KZ beider Bäche sind miteinander korreliert (Tab.35).

Die von den GBZ erfaßte Gesamtpopulation besteht dagegen in den größeren Bächen überwiegend aus autochthonen Bakterien, die unabhängig von der Einschwemmrate in der fließenden Welle existieren.

Die GBZ sind mit der bis zum Meßpunkt jeweils durchflossenen Bachstrecke korreliert(Abb.47).Lediglich Probenahmestelle AI, deren Bakterienflora durch den Erlenweiher beeinflußt ist, läßt sich in diese Beziehung nicht einordnen.
Beziehungen der Koloniezahl zur Fließstrecke wurden mehrfach beschrieben (MORRISON & FAIR 1966, DEUFEL 1972, NIEMELÄ 1973,

BAKER & FARR 1977). Im Goldersbach beschränkt sich die Abhängigkeit auf die GBZ.
In den genannten Arbeiten dienten die untersuchten Gewässer immer auch als Vorfluter. Ein Anstieg der Saprophytenzahlen bei zunehmender Abwasserbelastung ist zu erwarten und so interpretiert auch NUTTAL (1982a) die mit der Fließstrecke zunehmenden Koloniezahlen im River Dee (Wales).
Im inneren Schönbuch sind die Bäche jedoch frei von Abwasserbelastung. Die Höhe der KZ wird hier offenbar von anderen, im Bereich der Meßpunkte kleinräumig wirksamen Faktoren beeinflußt, wobei - wie die Bedeutung terrestrischer Einschwemmungen zeigt - z.B. die Bodenstruktur der Bachränder von Bedeutung ist.

Das charakteristische Substrat autochthoner Bakterien sind Biopolymere und gelöste schwer abbaubare Substanzen (DE HAAS 1976, STEINBERG 1977b, KUZNETSOV et al.1979, STABEL et al. 1979). Auch diese Stoffe gelangen vorwiegend aus der terrestrischen Umgebung in den Bach und das Angebot ist in den kleinen Bachläufen eher höher als in den großen Bächen.
So ist das Substratangebot sicher nicht Ursache der Korrelation GBZ-Bachlänge.
Nach HOBBIE (1979), HOBBIE & WRIGHT (1979), MOALEDJ & OVERBECK (1982) und anderen leben autochthone Bakterien überwiegend planktisch. Eine planktische Population muß sich aber in der fließenden Welle unterhalb der Quelle erst entwickeln. Es ist anzunehmen, daß die Beziehung der GBZ zur Bachlänge in erster Linie diese Entwicklung und Stabilisierung der autochthonen Flora mit zunehmendem Abstand von der Quelle wiederspiegelt.

Ca.50% der GBZ in der fließenden Welle des Goldersbachsystems sind < 0.5µ, ca.80% < 1µ (Tab.40). Dies deckt sich mit Messungen, die RHEINHEIMER (1977) mit gleicher Methodik in norddeutschen Flüssen durchführte, aber auch mit Angaben aus anderen Untersuchungen (AZAM & HODSON 1977, HOBBIE 197
Es dominieren Stäbchen, der Kokkenanteil liegt zwischen 15 und 32%.

Im Klingenbach gibt es einen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Kokkenanteil und der Wasserführung(Tab.41, Abb.51). In den anderen Bächen kommt es nur bei Hochwasser zu einer sprunghaften Zunahme der Kokken. In der gleichen Weise gibt es eine hochwasserinduzierte Zunahme gram-positiver Isolate (3.3.2.2.). Gram-positive Kokken bzw. kokkoide Formen dominieren aber in der Bakterienflora von Böden (WINOGRADSKY 1949, GRAY & PARKINSON 1967, SCHLEGEL 1981). Wenn die GBZ mehrheitlich die autochthone Flora der fließenden Welle repräsentieren, kommt dem Anteil Gram-positiver bzw. dem Kokkenanteil offensichtlich Indikatorfunktion für die Einschwemmung terrestrischer Bakterien zu, die in den großen Bächen nur bei Hochwasser, in den kleinen Bächen dagegen häufig zu einem Anstieg der GBZ führt.

Nach den Ergebnissen der quantitativen Untersuchungen umfaßt die Bakterienflora der fließenden Welle im Goldersbachsystem autochthone, allochthone und zymogene Populationsteile. Vor allem die saisonale Rhythmik und die geringe Beeinflussung durch den allochthonen Anteil sind Hinweise darauf, daß die autochthonen Populationen vorwiegend in den GBZ erfaßt sind. Teile der autochthonen Flora sind aber auch bei den KZ mitrepräsentiert.

Autochthone Bakterien sind an die spezifischen Bedingungen ihres Lebensraumes adaptiert. Mit verschiedenen methodischen Ansätzen wurde versucht, weitergehende strukturelle Merkmale der heterotrophen Flora zu bestimmen und auf mögliche Anpassungen an die im Jahresverlauf wechselnden Bedingungen des Goldersbachsystems zu untersuchen. Solche Anpassungen wären ebenfalls Hinweis auf einen autochthonen Charakter der untersuchten Population.
Die taxonomische Grobdifferenzierung zeigt eine hohe Ähnlichkeit und Einheitlichkeit der Florenstruktur in den untersuchten Bächen. Während Floraanalysen in eutrophen oder organisch belasteten Ökosystemen ein breites Spektrum von Bakterien aufzeigen (THURNER et al.1975, JUNG & BUSSE 1980, POPP et al.1982), wird die heterotrophe Flora im Goldersbachsystem von Pseudomonaden, Flavobakterien und Cytophaga dominiert (Tab.42).

Bei den Pseudomonaden handelt es sich überwiegend um Pseudomonas fluoreszenz.
Ähnliche Florenstrukturen mit einer Dominanz von Pseudomonaden und/oder Flavobacter und Cytophaga sind für verschiedene limnische Biotope beschrieben (BAKER & FARR 1977, BELL et al 1978,1980, HOLDER-FRANKLIN et al.1978, INNISS & MAYFIELD 1979 NUTTAL 1982a). Gemeinsames Merkmal des Goldersbachsystems und dieser Gewässer sind niedrige Wassertemperaturen mit Höchstwerten meist unter 20°C.
Für die Struktur natürlicher Bakterienpopulationen - insbesondere unter oligotrophen Bedingungen - ist die Temperatur der primär wirksame Umweltfaktor (RHEINHEIMER 1975, HOLDER-FRANKLIN et al.1978). Nach ODUM (1980) führt der ökologische Streß limitierend wirkender Umweltbedingungen zu einer geringen Diversität in der Biozönose bzw. zur Dominanz weniger Formen. Daß die Wassertemperatur im Goldersbach in dieser Weise limitierend wirkt, wird dadurch unterstrichen, daß die Einseitigkeit der Bakterienflora im Winter (3.3.2.2.1.) und bei 5°C-Kultur (3.3.3.1.) noch erhöht ist. Unter solchen Bedingungen stieg der Anteil Pseudomonas und Flavobacter/Cytophaga zusammen auf 98% der heterotrophen Flora.

Entsprechend ist die Mehrzahl der im Goldersbach isolierten Bakterien psychrophil oder zumindest psychrotolerant (Tab. 46,47) und damit an die Temperaturbedingungen ihres Milieus adaptiert. Während sich die Florastruktur bei 5°C und bei 20°C nicht unterscheidet, verändert sie sich bei 37°C erheblich, die Zahl der Isolate sinkt auf 1% der bei 20°C isolierten Flora.
Die Ergebnisse der Floraanalyse und die weitgehende Adaptation der dominierenden Bakteriengruppierungen an die wechselnden Temperaturbedingungen ihres Standortes sind Hinweis auf einen autochthonen Charakter der Pseudomonaden, Flavobakterien und Cytophaga im Goldersbachsystem.

Auch NUTTAL (1982a) geht davon aus, daß der hohe Flavobacter Cytophaga-Anteil in dem von ihm untersuchten Fluß autochthon ist. KUBINSKI (1978) und REICHART (1981) rechnen Cytophaga ebenfalls zur autochthonen Flora.

Daß die im Goldersbachsystem häufigste Gruppe, die Pseudomonaden, zu oligotrophem Wachstum fähig sind und damit zumindest potentiell zu den Vertretern einer autochthonen Flora gehören, ist durch Untersuchungen von MOALEDJ (1978), OVERBECK (1979) und STABEL et al. (1979) belegt.

Da die Florastruktur und die Wachstumsfähigkeit der Isolate an den saisonalen Wechsel von Temperatur und Substratangebot adaptiert sind, stellt sich die Frage, inwieweit solche Anpassungserscheinungen auch die heterotrophe Aktivität betreffen und meßbar sind.
Nach HOBBIE (1979) sind die GBZ eines Gewässers nicht mit der Stoffwechselaktivität korreliert. So schwankte z.B. die Aufnahmegeschwindigkeit (V_{max}) für Glukose um das 50.000-fache, während die GBZ nur um den Faktor 10 variierten (GOCKE 1977). Unabhängigkeit der Parameter fanden auch FRANCISCO (1971), GILLESPIE & SPENCER (1980), FRY et al. (1981) und in Fließgewässern LADD et al.(1982) und NUTTAL (1982a). MARXSEN (1980c) fand Bakterienzahl und Aktivität nur zeitweise korreliert.
Auch im Goldersbachsystem fehlen Korrelationen zwischen der heterotrophen Aktivität und den GBZ oder KZ. Ursache der fehlenden Korrelation sind große Unterschiede im Aktivitätsgrad der einzelnen Zellen (STANLEY & STALEY 1977, MATIN & VELDKAMP 1978, HOBBIE 1979).

Bei den Aktivitätsbestimmungen im Goldersbach nach dem heterotrophen O_2-Verbrauch (3.3.3.2.1.) ging es nicht um die Bestimmung der in situ-Aktivitätsrate, was unter Laborbedingungen kaum möglich ist. Durch parallele Messungen bei 5°C und bei 20°C im Verlauf eines Jahres sollte vielmehr der Adaptationsgrad der potentiellen Aktivität an die im Bach herrschenden Temperaturen geprüft werden.
Die Art der angewandten Methode (GODLEWSKA-LIPOWA 1974,1979) zeigt in ihren Ergebnissen gute Übereinstimmung mit anderen Meßmethoden (SOROKIN et al.1971, SOROKIN & KADOTA 1972, STRAŠKRABOVA et al.1977, STRAŠKRABOVA 1979).

Die bei den Aktivitätsmessungen zugesetzten Substanzen sind nicht die charakteristischen Substrate oligotropher Bakterien. In niedriger Konzentration nehmen autochthone Mischpopulationen aber auch leicht abbaubare Fraktionen der im Gewässer gelösten organischen Substanz auf (LAW & BUTTON 1977) und Stabel et al.(1979) konnten zeigen, daß oligocarbophile Gewässerbakterien unter den "refractory molecules" bevorzugt oligomere Substanzen angreifen. So kann angenommen werden, daß zumindest Teile der autochthonen Populationen im Goldersbach die angebotenen Substrate aufnehmen und bei der Aktivitätsbestimmung miterfaßt sind.

Nach den Ergebnissen (Abb.54,55) ist die spezifische heterotrophe Aktivität für verschiedene Substrate in hohem Maß an die Temperaturbedingungen adaptiert. Besonders ausgeprägt ist die Anpassung im Winter bei niedrigen Temperaturen, wenn die spezifische Aktivität zum Abbau zugesetzter Substrate in der 5° C-Kultur erheblich höher ist als bei 20°C. Eine Adaptation dieser Art steht im Einklang mit der hohen und im Winter noch steigenden Zahl psychrophiler Bakterien in der fließenden Welle (3.3.3.1.).
Eine Anpassung bakterieller Aktivitätsraten an die langfristig herrschenden Temperaturen ihres Standortes konnte bereits VIEHL (1939) anhand der Abwasserreinigung zeigen und TISON & BOYLEN (1978) wiesen nach, daß das Temperaturoptimum für die Remineralisierung von Substraten am Grunde eines Sees nur 3-6°C über der jeweiligen in situ-Temperatur lag, wobei die Temperaturen im Verlauf des Jahres zwischen 2 und 22°C wechselten. Die geringsten Umsatzzeiten für Glukose maßen WITZEL & KALTWASSER (1979) in einem Fließgewässer immer nahe an der Standort-Temperatur und auch OVERBECK (1979) bestimmte die höchsten Aufnahmeraten für Glukose in einem See im Hypolimnion, wo zwar das größte Substratangebot gegeben ist, aber nahezu ganzjährig ca. 5°C herrschen.

Während des kalten Winters 1981/82 war der Goldersbach über Monate mit Eis, der umgebende Boden mit Schnee bedeckt oder gefroren. Eine Einschwemmung allochthoner Bakterien aus dem Boden war nahezu ausgeschlossen. Gerade in dieser Zeit aber zeigte die spezifische heterotrophe Aktivität für 4 der 5 Substrate einen hohen Grad der Anpassung an die niedrigen Temperaturen im Goldersbach. So ist die Temperaturadaptation der Aktivität weitgehend der autochthonen Mikroflora der fließenden Welle zuzurechnen.
In den Herbstmonaten erreicht die Einschwemmung organischer Substanz in den Goldersbach ein Maximum.Das ist durch $KMnO_4$-Verbrauch (Abb.13), die Phosphatkonzentration (3.1.11.) und die Korrelation zwischen BSB_5 und $KMnO_4$-Verbrauch (Tab.34) belegt. In diesen Monaten hat die Aktivität für Glukose ihr Maximum (20°C) und auch die Aktivität für Bactopepton ist hoch. Da beim Eintrag von Laub und Pflanzenresten in den Bach zunächst leicht lösliche Stoffe freigesetzt werden (NYKVIST 1963), ist die hohe spezifische Aktivität für Glukose und Pepton ein Hinweis auf eine möglicherweise wirksame Substratinduktion und damit eine Anpassung an die im Jahreslauf wechselnden Nährstoffverhältnisse.

Eine solche Anpassung an das verbesserte Substratangebot ist vermutlich auch die Zunahme des Cytophaga-Anteils an der Mikroflora im Spätherbst und Frühwinter.
Cellulose, ein charakteristisches Substrat dieser Myxobakterien, bleibt im Spätherbst als mengenmäßig dominierender Rest übrig, wenn die leichtlöslichen Substanzen aus dem Herbstlaub ausgewaschen sind. Eine Anpassung der spezifischen cellulolytischen Aktivität an niedrige Temperaturen kann allerdings nicht nachgewiesen werden(3.3.3.2.2.). Vielmehr ist der Cellulose-Abbau im Winter stark verzögert, ohne aber gänzlich zu enden. Da es eine Reihe von Hinweisen auf die Beteiligung der Cytophaga am Cellulose-Abbau auch im Goldersbach gibt, stellt die Zunahme des Cytophaga-Anteils an der Population möglicherweise eine andere Art der Anpassung an das verbesserte Substratangebot dar. Bereits VIEHL (1939) beobachtete, daß im Winter die Zahl

der Bakterien bei der Abwasserreinigung zunimmt. Mit verringerter Stoffwechselgeschwindigkeit können mehr Bakterien von der gleichen Substratmenge leben.

Die Untersuchungen konnten deutlich machen, daß in der fließenden Welle des Goldersbachsystems eine autochthone Bakterienflora existiert, deren Größe mit der Entfernung von der Quellregion anwächst.
Insbesondere in den kleinen Bächen, bei Hochwasser aber auch in den großen, wird diese autochthone Flora durch eingewaschene Bakterien aus der terrestrischen Umgebung überlagert.

Von den untersuchten Umweltfaktoren haben die Wasserführung der Bäche, die im Jahresverlauf wechselnden Temperaturen und das sich ändernde Substratangebot einen deutlichen Einfluß auf Größe, Struktur und Aktivität der heterotrophen Flora.
Die gegenseitige Abhängigkeit wichtiger, untersuchter Milieufaktoren und ihr Einfluß auf die Bakterienflora in der fließenden Welle des Goldersbachsystems sind in Abb.58 grobschematisch dargestellt.

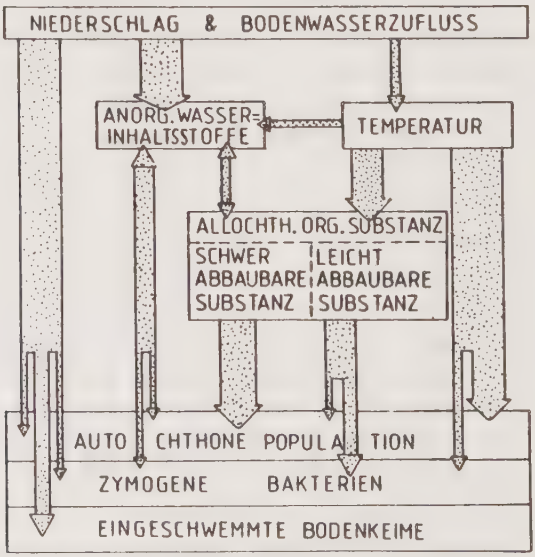

Abb. 58 : Schematische Darstellung der Bakterienflora in der fließenden Welle des Goldersbachsystems und deren Beeinflussung durch wichtige, untersuchte Milieufaktoren.

5. ZUSAMMENFASSUNG

Im Goldersbachsystem, einem oligosaproben Waldbachsystem im württembergischen Naturpark Schönbuch, wurde die Bakterienflora der fließenden Welle im jahreszeitlichen Wechsel der Milieubedingungen untersucht. Dabei standen Fragen nach dem autochthonen oder allochthonen Charakter der Bakterien und nach der Adaptation an saisonale Veränderungen im Vordergrund.

Als Basis der bakteriologischen Untersuchungen wurden an 15 Probenahmestellen physikalisch-chemische Parameter der fließenden Welle als wichtige Milieufaktoren über einen Zeitraum von 4 Jahren aufgenommen und analysiert.

Das Wasser der Schönbuchbäche ist kalkreich und nährstoffarm. Anthropogene Belastungen wie Streusalz und Abwasserzufluß bleiben auf periphere Bachbereiche beschränkt.
Geogene Parameter sind negativ, Parameter organischer Wasserinhaltsstoffe und die Nitratkonzentration über eine log-log-Beziehung positiv mit der Wasserführung korreliert.
Während der Herbstmonate steigt die Zufuhr organischer Stoffe aus der Umgebung. Die Abhängigkeit vom Abfluß belegt die allochthone Herkunft der organischen Substanz als Substrat heterotropher Bakterien im Ökosystem Bach.
Die Nitratkonzentration in der fließenden Welle steigt in den Wintermonaten. Zunehmende Nitrat-Versickerung aus dem Waldboden in das Grundwasser zum Ende der Vegetationsperiode hat steigende NO_3^--Konzentrationen im Grundwasser und in den abfließenden Bächen während der Wintermonate zur Folge.

An 7 der wasseranalytisch untersuchten Meßpunkte wurden bakteriologische Untersuchungen durchgeführt. Über 21 Monate fand eine fluoreszenzmikroskopische Zählung und Vermessung der mikroskopisch faßbaren Bakterien statt.
Während eines Zeitraumes von 36 Monaten wurden Koloniezahlen und die Struktur der heterotrophen Flora mit Hilfe einer taxonomischen Grobdifferenzierung bestimmt.
Weiterhin wurde mit verschiedenen Versuchsansätzen die Adaptation von Florenstruktur und Stoffwechselaktivität an die

saisonal wechselnden Temperatur- und Substratbedingungen überprüft.

Die Konzentration der mikroskopisch erfaßten Gesamtbakterienzahlen (GBZ) ist positiv mit der Entfernung von der Quellregion korreliert. An 4 der 7 Meßpunkte besteht eine positive Beziehung zur Wassertemperatur als Beleg jahreszeitlicher Dynamik. Die Struktur der GBZ ist von hoher Einheitlichkeit und Konstanz. Es dominieren kleine Stäbchen (< 0.5µ), der Anteil der Kokken bleibt im Mittel unter 30%

Der sprunghaften Zunahme von Kokken bei Hochwasser kommt Indikatorfunktion für die Einschwemmung allochthoner Keime zu. Parallel wächst bei Hochwasser der Anteil gram-positiver Isolate an der überwiegend gram-negativen Flora. Gram-positive kokkoide Formen gelten als charakteristisch für die bakterielle Besiedlung des Bodens.

Die Zunahme des Kokkenanteils und des Anteiles gram-positiver Isolate wird in den Bächen mit der geringsten Wasserführung bereits bei leichten Abflußerhöhungen meßbar. In diesen Bächen ist die Einschwemmrate in Relation zur Wassermenge höher.

Die heterotrophen Koloniezahlen variieren stärker als die GBZ. Beziehungen zur Wassertemperatur bestehen lediglich im Arenbach, dessen Mikroflora durch den Abfluß aus einem Weiher beeinflußt wird.

Die heterotrophe Flora aller Bäche ist dominiert von den Gruppierungen Pseudomonas und Flavobacter/Cytophaga. Bei den Pseudomonaden handelt es sich vorwiegend um Pseudomonas fluoreszenz. Flavobakterien und Cytophaga gelten als typische Vertreter einer autochthonen Bakterienflora in Gewässern.

Die heterotrophen Isolate und insbesondere die Pseudomonaden sind überwiegend an den jahreszeitlichen Wechsel der Temperaturbedingungen im Goldersbachsystem adaptiert. Die Mehrzahl der Isolate ist psychrophil. Der Anteil psychrophiler Keime ist im Winter höher als im Sommer.

Die heterotrophe Aktivität der Bakterienflora, gemessen als O_2-Verbrauch beim Abbau organischer Substrate, ist ebenfalls an das Temperatur-Regime und teilweise an das wechselnde Substratangebot im Goldersbachsystem adaptiert. Der substratspezifische heterotrophe Aktivitätsindex, gemessen bei 5°C, erreicht ein Maximum im Winter, bei 20°C-Inkubation im Sommer und im Herbst.

Der Abbau von Cellulose ist von der Wassertemperatur abhängig und im Winter verzögert. Er kommt aber auch unter einer Eisdecke auf dem Goldersbach nicht zum Erliegen.
Das Herbst- und Wintermaximum der cellulolytischen Cytophaga tritt parallel zu einem maximalen Angebot an Cellulose im Bach auf und läßt sich als Anpassung an das verbesserte Substratangebot verstehen. Bei temperaturbedingt verringerter cellulolytischer Aktivität, aber erhöhtem Substratangebot, kann eine größere Destruentenpopulation existieren.

Die Ergebnisse der Untersuchungen belegen die Existenz einer autochthonen Bakterienpopulation in der fließenden Welle des Goldersbachsystems. Diese autochthone Flora repräsentiert sich vorwiegend in der Gesamtbakterienzahl. Aber auch die Mehrzahl der kultivierbaren, heterotrophen Isolate zeigen in einem hohen Grad der Adaptation an die Temperatur- und Substratverhältnisse im Bach autochthone Eigenschaften.

6. LITERATURVERZEICHNIS

AGSTER,G. 1980: Oberflächen- und Grundwasserabfluß sowie Austrag gelös Stoffe.- Beitr. zum Schönbuchkolloq. der DFG in Tübingen (unveröff

" 1983: Wasserhaushalt und Stoffumsatz im Einzugsbereich Golde bach/Schönbuch.- Diss.Tübingen (in Vorbereitung).

ALLEN,H.L. 1973: Dissolved organic carbon: Patterns of utilization and turnover in two small lakes.- Int.Rev.gesamt.Hydrobiol.58: 617-624

AMBÜHL,H. 1960: Die Nährstoffzufuhr zum Hallwilersee.- Schweiz.Zeitsch Hydrol. XXII: 563-597.

AZAM,F. & HODSON,R. 1977: Size distribution and activity of marine mic heterotrophs.- Limnol.Oceanogr. 22: 492-501.

BAKER,J.H. & FARR,I.S. 1977: Origins, characterization and dynamics of suspended bacteria in two chalk streams.- Arch.Hydrobiol.80: 308-3

BAHR,H. 1953: Zur Biologie der Abwasserreinigung.- Desinfektion und Ge sundheitswesen 45: 40-46.

BARTON,D.R. & LOCK,M.A. 1979: Numerical abundance and biomass of bacte algae and macrobenthos of a large northern river, the Athabasca.- Int.Rev.ges.Hydrobiol. 64: 345-359.

BELL,C.R., HOLDER-FRANKLIN,M.A. & FRANKLIN,M. 1978: The Influence of t perature and nitrate on the bacteria populations in two N.B.rivers Abstr.Ann.Meet.of the Am.Soc.Microbiol. Hrsg.: FINKELSTEIN,R.A. et Washington.

" " " 1980: Heterotrophic bac ria in two Canadian rivers - Seasonal variations in the predominan bacterial populations.- Water Res. 14: 449-460.

BERNHARDT,H., SUCH,W. & WILHELMS,A. 1969: Untersuchung über die Nährst frachten aus vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet mit ländlicher Besiedlung.- Münchn.Beitr.Abwass.-Fisch.-Flußbiol. 60-118.

BOTT,T.L. 1975: Bacterial growth rates and temperature optima in a str with a fluctuating thermal regime.- Limnol.Oceanogr. 20: 191-197.

BRANDT v.,A. 1953: Celluloseabbau in Fließgewässern.- Ber.Limnol.Fluß Freudenthal 4: 17-19.

BRANDT v.,A. 1954: Unterschiedliche Netzverrottung in Fischgewässern.- Arch.Fisch.wiss. 5: 58-73.

BRANDT v.,A. & KLUST,G. 1950: Zelluloseabbau im Wasser.- Arch.Hydrobiol. 43: 223-233.

BREHM,J. & MEIJERING,M.P.D. 1982: Fließgewässerkunde.- Quelle & Meyer, Heidelberg.

BUCK,J.D. 1982: Nonstaining (KOH) method for determination of Gram reactions of marine bacteria.- ApplEnvironm.Microbiol. 44: 992-993.

BUDDEBERG,M. 1970: Die Trichopterenlarven des Goldersbaches bei Tübingen.- Wiss.Arb.Lehramt Gymn.Tübingen (unveröffentl.).

BÜCKING,W. 1975: Nährstoffgehalte in Gewässern aus standörtlich verschiedenen Waldgebieten Baden-Württembergs.- Mitt.Ver.Forstl.Standortkunde u.Pflanzenzüchtung 24: 48-65.

" 1976: Forstliche Stickstoffdüngung und Wasserqualität.- Beitr. Infro-Kongress, Oslo.

" 1980: Bestandesabhängige Stofftransporte.- Beitr.zum Schönbuchkolloquium der DFG in Tübingen (unveröffentl.).

CARBINIER,R. 1969: Apercu sur quelques éffets de la pollution des eaux douces de la zone tempérée sur les biocenoses aqutiques.- Bull.Sect. Geogr.Minist.Educ.Nation. 80: 45-132.

CASEY,H. & NEWTON,P. 1972: The chemical composition of the South Winterburne in Dorset.- Freshwat.Biol. 2: 229-234.

COLLINS,V.G. 1963: The distribution and ecology of bacteria in freshwater.- Proc.Soc.Wat.Treatm.Examin. 12: 40-73.

COLLINS,V.G. & WILLOUGHBY,L.G. 1962: The distribution of bacteria and fungal spores in Blelham Tarn with partculate reference to an experimental overturn.- Arch.Mikrobiol. 43: 294-307.

COWEN,W.F. & LEE,G.F. 1973: Leaves as source of phosphorus.- Environm. Sci.Technol. 7: 853-854.

DAUBNER,I. 1963: Die Beziehungen der Bakterien des Oberflächenwassers zu einigen ökologischen Faktoren des Biotops.- J.Hyg.Epidemiol. Mikrobiol.Immunol.(Prag) 7: 436-443.

" 1969: The effect of some ecological factors of bacteria in water.- Verh.Internat.Verein.Limnol. 17: 731-743.

DAUBNER,I. 1972a: Mikrobiologie des Wassers.- Akademieverlag Berlin.

" 1972b: Die Bedeutung der Hydromikrobiologie bei den Selbstreinigungsvorgängen und der Abwasserreinigung.- Gas-Wasser-Abwasser 52: 11.

DE HAAN.H. 1974: Effect of a fulvic acid fraction on the growth of a Ps domonas from Pjeukemeer (The Netherlands).- Freshwat.Biol. 4: 301-3

DEUFEL,J. 1972: Die Bakterien- und Keimzahl im Oberlauf der Donau bis Ulm.- Arch.Hydrobiol.Suppl. 44: 1-9.

DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN ZUR WASSER-, ABWASSER-, UND SCHLAMMUNTERSUCHUNG, 3.Aufl. 7.Lief. 1975ff. Verlag Chemie Weinheim.

DOUDOROFF,M. & PALLERONI,N.J. 1974: Pseudomonas.- In: BUCHANAN,R.E. & GIBBONS,N.E.(Hrsg.),Bergey's manual of determinative bacteriology, 8.Aufl., The Williams and Wilkins Comp. Baltimore, S.217ff.

ECKEL,O. & REUTER,H. 1950: Zur Berechnung des sommerlichen Wärmeumsatze in Flußläufen.- Geogr.Annal. 1950: 188-209.

EGGLISHAW,H.J. 1972: An experimental study of the breakdown of cellulos in fast-flowing streams.- Mem.Ist.Ital.Idrobiol. Suppl.29: 405-428.

EVERS,F.H. & BÜCKING,W. 1974: Programme und Ergebnisse wasseranalytisch Untersuchungen in Gewässern mit bewaldeten Einzugsgebieten.- Mitt. Arb.kreis Wald u.Wasser 6: 13-28.

EVANS,M.R. & OWENS,J.D. 1973: Soil bacteria in land-drainage water.- Water Res. 7: 1295-1300.

FENCHEL,T. 1975: The quantitative importance of benthic microfauna of a Arctic Tundra pond.- Hydrobiologia 46: 445-461.

FERGUSON,R. & RUBLEE,P. 1976: Contributions of bacteria to standing cro of coastal plancton.- Limnol.Oceanogr. 21: 141-145.

FETH,J.H. 1966: Nitrogen compounds in natural waters.- Wat.Resourc.Res. 2: 41-58.

FISHER, S.G. & LIKENS, G.E. 1972: Stream ecosystem: Organic energy budg Bioscience 22: 33-35.

" " 1973: Energy flow in Bear Brook, New Hampsh An integrate approach to stream ecosystem metabolism.- EcolMonogr. 4 421-439.

FOERSTER,P. & NEUMANN,H. 1981: Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer.- Mitt.Niedersächs.Wasserunters.amt 7: 1-217.

FRY,J.C., HUMPHREY,N.C. & ILES,T.C. 1981: Timeseries analysis for identifying cyclical components in microbiological data.- J.Appl.Bact.50: 189-224.

GÄCHTER,R. & FURRER,O.J. 1972: Der Beitrag der Landwirtschaft zur Eutrophierung der Gewässer in der Schweiz.- Schweiz.Z.Hydrol. 34: 41-70.

GERMANN,P. 1974: Wasserhaushalt und Elektrolytexport in einem Wald- und in einem Wald- und Wiesenboden.- Mitt.Arb.kreis Wald u.Wasser 6:71-77.

GILLESPIE,P.A. & SPENCER,M.J. 1980: Seasonal variation of heterotrophic potential in Lake Rotoroa.- New Zealand J.Mar.Frshwat.Res. 14: 64-71.

GOCKE,K. 1977: Heterotrophic activity.- In: RHEINHEIMER,G.(Hrsg.):Microbial ecology of a brackish water environment.- Springer Berlin.

GOCKE,K. & HOPPE,H.G. 1977: Determination of organic substances and respiration potential.- In: RHEINHEIMER,G.(Hrsg.):Microbial ecology of a brackish water environment.- Springer Berlin.

GODLEWSKA-LIPOWA,W.A. 1974: Uptake of organic matter by natural bacteria groups in the Mazurian lakes.- Pol.Arch.Hydrobiol. 21: 59-67.

" 1979: O_2-consumption as an indicator of heterotrophic activity of bacteria in lakes of different trophic conditions.- Arch.Hydrobiol.Beih.Ergebn.Limnol. 12: 11-23.

GOSZ,J.R., LIKENS,G.G. & BORMAN,F.H. 1973: Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook Forest, New Hampshire.- Ecol.Monogr. 43: 173-191.

GRAY.E. 1951: The ecology of the bacteria of Hobson's Brook, a Cambridge chalk stream.- J.Gen.Microbiol. 5: 840-859.

GRAY,E. & PARKINSON,D. (Hrsg.) 1967: The ecology of soil bacteria.- University press Liverpool.

HALL,C.A. 1972: Migration and metabolism in a temperate stream ecosystem.- Ecology 53: 584-604.

HANSON,R.B. & WIEBE,W.J. 1977: Heterotrophic activity associated with particulate size fractions in a Spartina alterniflora salt marsh estuary, Sapelo Island, Georgia, USA and the continental shelf waters.- Mar.Biol. 42: 321-330.

HERMAN,L.G. 1981: The slow growing gram-negative pigmented water bacter
In: REICHENBACH,H.& WEEKS,O.B.(Hrsg.):The Flavobacterium-Cytophaga
group.- Verlag Chemie Weinheim.

HIRSCH,J. & REICHENBACH,H. 1981: The Cytophaga-like bacteria: a search
for key characters.- In: REICHENBACH,H.& WEEKS,O.B.(Hrsg.):The Flav
bacterium-Cytophaga group.- Verlag Chemie, Weinheim.

HIRTH,B. 1981: Streusalz, Gift für Autos,Bäume Boden.- Bild der Wissen
schaft 2: 68-77.

HOBBIE,J.E. 1979: Activity and bacterial biomass.- Arch.Hydrobiol.Beih.
Ergebn.Limnol. 12: 59-63.

HOBBIE,J.E., DALEY,R.J. & JASPERS,S. 1977: Use of Nuclepore filters for
counting bacteria by fluorescence microscopy.- Appl.Environm.Micro-
biol. 33: 1225-1228.

HOBBIE,J.E. & RUBLEE,P. 1975: Bacterial productions in an arctic pond.-
Verh.Internat.Verein.Limnol. 19: 466-471.

HOBBIE,J.E. & WRIGHT,R.T. 1968: A new method for the study of bacteria
in lakes: description and results.- Mitt.Internat.Verien.Limnol.14:
64-71.

" " 1979: An assesment of quantitative measure-
ments of aquatic microbes.- Arch.Hydrobiol.Beih.Ergebn.Limnol. 13:
85-95.

HOFSTEN,v.B. & EDBERG,N. 1972: Estimating the rate of degradation of
cellulose fibers in water.- OIKOS 23: 29-34.

HÖLL,K. 1979: Wasser - Untersuchung,Beurteilung,Aufbereitung,Chemie,
Bakteriologie,Biologie.- 6.Aufl., de Gruyter, Berlin.

HOLDER-FRANKLIN,M.A., FRANKLIN,M., CASHION.P., CORMIER,P. & WUEST,L. 19
Population shifts in heterotrophic bacteria in a tributary of the
Saint John river as measured by taxometrics.-In: LOUTIT,M.W.& MILES
J.A.(Hrsg.):Proceedings of life sciences - microbial ecology.-
Springer,Berlin.

HOLMES,B. & OWENS,R.J. 1981: Emendation of the genus Flavobacterium and
the status of the genus. Developments after teh 8th edition of Ber-
gey's manual.- In:REICHENBACH,H.& WEEKS,O.B.(Hrsg.):The Flavobacte-
rium-Cytophaga group.- Verlag Chemie, Weinheim.

HOLZWARTH,W. 1980: Wasserhaushalt und Stoffumsatz kleiner Einzugsgebiete in Keuper und Jura bei Reutlingen-Tübingen.- Diss. Tübingen.

HOPPE,H.G. 1977: Analysis of actively metabolizing bacterial populations with the autoradiographic method.- In:RHEINHEIMER,G.(Hrsg.):Microbial ecology of an brackish water environment.- Springer, Berlin.

" 1978: Significance of computer supported determination of active bacteria in fresh and brackish water ecology.- Abstr.papers 41st Ann.Meet.Amer.Soc.Limnol.Oceanogr.

HOSSEL,J.C. & BAKER,J.H. 1979: Epiphytic bacteria of the freshwater plant Ranunculus penicillatus: Enumeration, distribution and identification.- Arch.Hydrobiol. 86: 322-337.

HRBÁČZEK,J., PROCHAZKOVA,L., STRASKRABOVA-PROKESOVA,V. & JUNG,CH.O. 1966: The relationship between the chemical characteristics of the Vltava river and the Slapy reservoir with an appendix:Chemical budget for Slapy reservoir.- Hydrobiological Studies 1: 41-84.

HUGH,R. & LEIFSON,E. 1953: The taxonomic significance of fermentative versus oxidative metabolism of carbohydrates by various gram-negative bacteria.- J.Bact. 66: 24-26.

HYNES,H.B.N. 1975: The stream and its valley.- Verh.Internat.Verein. Limnol. 19: 1-15.

ILLIES,J. 1952: Die Mölle. Faunistisch-ökologische Untersuchungen an einem Forellenbach im Lipper Bergland.- Arch.Hydrobiol. 46: 424-612.

IMSCHENEZKI,A.A. 1959: Mikrobiologie der Cellulose.-Akademieverlag Berlin.

INNISS,W.E. & MAYFIELD,C.J. 1978: Seasonal variation of psychrotrophic bacteria in sediment of Lake Ontario.- Water Res. 33: 481-484.

ISHIDA,Y. & KADOTA,H. 1979: A new method for enumeration of oligotrophic bacteria in lake water.-Arch.Hydrobiol.Beih.Ergebn.Limnol. 12: 77-85.

JANNASCH,H.W. 1955: Zur Ökologie der zymogenen planktischen Bakterienflora natürlicher Gewässer.- Arch.Mikrobiol. 23: 146-180.

JOHNSON,N.M., LIKENS,G.E., BORMAN,F.H., FISHER,D.W. & PIERCE,R.S. 1969: A working model for the variation in the stream water chemistry at the Hubbard Brook experimental Forest,N.H.- Wat.Resourc.Res. 5: 1353-1363.

JONES,J.G. 1970: Studies on freshwater bacteria: Effect of medium composition and method on estimates of bacterial population.- J.Appl.Ba 33: 679-686.

JUNG,W. & BUSSE,M. 1980: Bakteriologische Untersuchungen am Speicherse und mittleren Isarkanal-Aerobe heterotrophe Bakterienflora.- Münch Beitr.Abwasser-, Fisch.- u.Flußbiol. 32: 113-126.

KANEKO,T., HAUXHURST,J., KRICHEVSKY,U. & ATLAS,R.M. 1978: Numerical ta nomic studies of bacteriae isolated from arctic and subarctic mari environments.- In: LOUTIT,M.W.& MILES,J.A.(Hrsg.):Proceedings in l sciences:Microbial ecology.- Springer,Berlin.

KAUSHIK,N.K. & HYNES,H.B.N. 1971: The fate of dead leaves that fall in stream.- Arch.Hydrobiol. 68: 465-515.

KELLER,H.M. 1970: Der Chemismus kleiner Bäche in teilweise bewaldeten Einzugsgebieten in der Flyschzone eines Voralpentales.- Mitt.Schwe Anst.Forstl.Versuchswesen 46: 113-155.

" 1974: Über den Chemismus kleiner Bäche in den Flyschvoralp der Schweiz.- Mitt.Arb.kreis Wald u.Wasser 6: 29-42.

KLEE,O. 1967: Nahrungsketten beim Abbau organischer Substanz im Wasser Wasser, Luft und Betrieb 9: 1-4.

" 1975: Hydrobiologie.- DVA, Stuttgart.

KLEE,O., KRACHT,V. & HOFMANN,K.F. 1983: Ökologie der Oligochaeten unte verschiedenen Milieubedingungen eines oligosaproben Bachsystems im Naturpark Schönbuch.- Forstwiss.Centralbl. (im Druck).

KLETT,M. 1965: Die boden- und gesteinsbürtige Stofffracht von Oberfläc gewässern.- Arb.Landwirtsch.Hochsch.Hohenheim 35.

KLUST,G. & MANN,H. 1955: Untersuchungen über den Einfluß chemischer Fa toren auf den Zelluloseabbau im Wasser.- Arch.Fisch.wiss.6: 249-27

KOHL,W. 1975: Über die Bedeutung bakteriologischer Untersuchungen für die Beurteilung von Fließgewässern, dargestellt am Beispiel der österreichischen Donau.- Arch.Hydrobiol.Suppl. 44: 392-461.

KOLKWITZ,R. 1935: Pflanzenphysiologie.- 3.Aufl., Fischer, Jena.

KORŠ, L.J. 1959: Direkte Methode der Bestimmung von Bakterien beim san tären Studium des Wassers (russ.).- Z.Gigiena 24: 85.

KOVACS,N. 1956: Identification of Pseudomonas pyocyanea by the oxidase reaction.- Nature 178: 703.

KRACHT,V. 1978: Ökologie der Oligochaeten unter verschiedenen Milieubedingungen eines oligosaproben Bachsystems im Naturpark Schönbuch.- Dipl.Arbeit Tübingen (unveröff.).

" 1983: Transient meromixis and related changes of eutrophication parameters in a small polytrophic lake in Southwest Germany.- Arch.Hydrobiol. (im Druck).

KRACHT,V. & KLEE,O. 1983: Die Bakterienbesiedlung eines oligosaproben Gewässersystems des Naturpark Schönbuch im jahreszeitlichen Wechsel.- Forstwiss.Centralbl. (im Druck).

KUBINSKI,A.M. 1978: Psychrophilic gliding bacteria.- Abstr.Ann.Meet.of the Am.Soc.Microbiol., Hrsg.: FINKELSTEIN,R.A. et al.,Washington.

KUZNETSOV,S.J. 1959: Die Rolle der Mikroorganismen im Stoffwechsel der Seen.- Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin.

" 1975: The microflora of lakes and its geochemical activity.- Univ.Texas Press, Austin.

KUZNETSOV,S.J., DUBININA,G.A. & LAPTEVA,N.A. 1979: Biology of oligotrophic bacteria.- Ann.Rev.Microbiol. 33: 377-387.

LAATSCH,W. 1957: Dynamik der mitteleuropäischen Mineralböden.- Dresden.

LADD,T.I., VENTULLO,R.M., WALLIS,P.M. & COSTERTON,J.W. 1982: Heterotrophic activity and biodegradation of labile and refractory compounds by groundwater and stream microbial populations.- Appl.Environm. Microbiol. 44: 321-329.

LAURENT,M. 1971: La nitrification autotrophe et hétérotrophe dans les ecosystèms aquatiques.- Ann.Inst.Pasteur 121: 795-810.

LAW,A.T. & BUTTON,D.K. 1977: Multiple-cabon-source-limited growth kinetics of a marine coryneform bacterium.- J.Bact. 129: 115-123.

LEADBETTER,E.R. 1974: Cytophagales.- In: BUCHANAN,R.E.& GIBBONS,N.E. (Hrsg.):Bergey's manual of determinative bacteriology, 8.Aufl., The Williams and Wilkins Comp., Baltimore.

LEHNHARDT,F., BRECHTEL,H.M. & BONESS,M.K.E. 1977: Nährstoffgehalte und Austräge von Bächen aus Einzugsgebieten verschiedener Landnutzung.- Verh.Ges.Ökol. Göttingen 1976.

" " " 1980: Wasserqualität von Bächen bewaldeter und landwirtschaftlicher Gebiete.- Forstwiss. Centralbl. 99: 101-109.

LIEBMANN,H. 1951: Mikrobiologische Untersuchungen der Bodenablagerung in Teichen, Seen und Flußstauen.- Vom Wasser 18: 178-196.

" 1960: Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie Bd.II.- Oldenbourg Verlag, München.

LIGHTHART,B. 1975: A cluster analysis of some bacteria in the water c lumn of Green Lake, Washington.- Can.J.Microbiol. 21: 392-394.

LIKENS,G.E., BORMAN,F.H., PIERCE,R.S., EATON.J.S. & JOHNSON,N.M. 1977 Biogeochemistry of a forested ecosystem.- Springer, Berlin.

LOY,S. & RHEINHEIMER.G. 1980: Mikrobiologische Untersuchungen in Flüs III - Anzahl und Biomasse der aktiven Bakterien in einigen nordde schen Flüssen.- Arch.Hydrobiol. 88: 439-449.

LYNCH,W.H. & FRANKLIN,M. 1978: Effect of temperature on diauxic growt with glucose and organic acids in Pseudomonas fluorescens.- Arch. Microbiol. 118: 133-140.

MÄRKI,E. 1964: Die Verunreinigung der Oberflächengewässer - Bedeutung der chemischen Komponenten und ihr Nachweis.- In: Informationsbla der Föderation Europäischer Gewässerschutz 11.

MARXSEN,J. 1980a: Untersuchungen zur Ökologie der Bakterien in der fl ßenden Welle von Bächen I: Chemismus, Primärproduktion, CO_2-Dunke fixierung und Eintrag von partikulärem organischen Material.- Arc Hydrobiol.Suppl. 57: 461-533.

" 1980b: Untersuchungen zur Ökologie der Bakterien in der fl ßenden Welle von Bächen II: Die Zahl der Bakterien im Jahreslauf. Arch.Hydrobiol.Suppl. 58: 26-55.

" 1980c: Untersuchungen zur Ökologie der Bakterien in der fl ßenden Welle von Bächen III: Aufnahme gelöster organischer Substa zen.- Arch.Hydrobiol.Suppl. 58: 207-272.

MATIN,A. & VELDKAMP,H. 1978: Physiological basis of a selective advar of a Spirillum sp. in a carbon limited environment.- J.Gen.Microb 105: 187-197.

MAYER,R. 1974: Beurteilung der Filterwirkung eines Buchenwaldökosyste auf der Grundlage von Bioelement-Bilanzen.- Mitt.Arb.kreis Wald u Wasser 6: 78-89.

MESECK,G. 1929: Untersuchungen über Netzimprägnierung.- Z.Fisch.wiss 27: 295-335.

MEYER-REIL,L.A. 1978: Autoradiography and epifluorescence microscopy combined for the determination of number and spectrum of actively metabolozing bacteria in natural waters.- Appl.Environm.Microbiol. 36: 506-512.

MOALEDJ,K. 1978: Qualitative analysis of an oligocarbophilic aquatic microflora in Lake Plußsee.- Arch.Hydrobiol. 82: 89-113.

MOALEDJ,K. & OVERBECK,J. 1982: Verteilung der oligocarbophilen und saprophytischen Bakterien im Plußsee.- Arch.Hydrobiol. 93: 287-302.

MORITA,R.Y. & ALBRIGHT,L.J. 1965: Cell yields of Vibrio marinus, an obligate psychrophile at low temperature.- Can.J.Microbiol. 11: 221-227.

MORRISON,S.M. & FAIR,J.F. 1966: Influence of environment on stream microbial dynamics.- Hydrol.papers 13, Colorado State University.

MULLINGS,R. & PARISH,J.H. 1981: Distribution of cellulose-degrading gram-negative bacteria.- In: REICHENBACH,H.& WEEKS,O.B.(Hrsg.):The Flavobacterium-Cytophaga group.- Verlag Chemie, Weinheim.

NIEMELÄ,S. 1973: Connection between the bacterial content of the Mahaweli River and some dajacent soils.- Verh.Internat.Verein.Limnol. 18: 1313-1319.

NUSCH,E. 1974: Nährstoffaustrag aus Waldboden.- DVGW-Schriftenreihe Wasser 1: 33-37.

NUTTAL,D. 1982a: The populations, characterisation and activity of suspended bacteria in the Welsh River Dee.- J.Appl.Bact. 53: 49-59.

" 1982b: The effect of environmental factors on the suspended bacteria in the Welsh River Dee.- J.Appl.Bact. 53: 61-71.

NYKVIST,N. 1963: Leaching and decomposition of water soluble organic substances from different types of leaf and neadle litter.- Studia Forestalia Suecica 3.

OBORNE,A.C., BROOKER,M.P. & EDWARDS,R.W. 1980: The chemistry of the River Wye.- J.Hydrol. 45: 233-252.

ODUM,E.P. 1980: Grundlagen der Ökologie Bd.I: Grundlagen.- Thieme, Stuttgart.

OVERBECK,J. 1975: Distribution patterns of uptake kinetic responses in a stratified eutrophic lake.- Verh.Internat.Verein.Limnol. 19: 2600-2615.

OVERBECK,J. 1979: Studies on heterotrophic and glucose metabolism of microplancton in Lake Plußsee.- Arch.Hydrobiol.Beih.Ergebn.Limnol. 13: 56-76.

OWENS,U. 1972: Nutrient budgets in rivers.- Symp.Zool.Soc.Lond. 29: 21-

PETERSON,R.C. & CUMMINGS,K.W. 1974: Leaf processing in a woodland strea Freshwat.Biol. 4: 343-368.

PETERSON,B.J., HOBBIE.J.E. & HANEY,J.F. 1978: Daphnia grazing on natura bacteria.- Limnol.Oceanogr. 23: 1039-1044.

POPP,W., JUNG,W. & BUSSE,M. 1982: Untersuchungen über den Einfluß von Abwärmeeinleitung auf die Bakterienflora eines Fließgewässers.- Münchn.Beitr.Abwasser- Fisch.- u.Flußbiol. 35: 57-83.

PRECHT,H., CHRISTOPHERSEN,J., HEUSEL,H. & LARCHER,W. 1973: Temperature and life.- Springer, Berlin.

RAMASAMY,K. & VERACHTERT,H. 1980: Localization of Cellulase components in Pseudomonas sp. isolated from activated sludge.- J.Gen.Microbiol 117: 181-191.

RAZUMOV,A.S. 1932: Direct method of determination of bacteria in water. Mikrobiologiya 1: 131-146.

" 1947: Methods of microbiological studies of water(russ.).- VODGEO, Moskau,(zitiert nach MARXSEN 1980b).

" 1962: Tr. Hydrbiol.Obsch. 12: 60-190 (zitiert nach KUZNETS et al.1979).

REICHARDT,W. 1978: Einführung in die Methoden der Gewässermikrobiologie 1.Aufl. Fischer, Stuttgart.

" 1981: Some ecological aspects of aquatic cytophagas.- In: REICHENBACH,H.& WEEKS,O.B.(Hrsg.): The Flavobacterium-Cytophaga group. Verlag Chemie, Weinheim.

REICHART,W. & MORITA,R. 1982: Influence of temperature adaptation on glucose metabolism in a psychrotrophic strain of Cytophaga johnsona Appl.Environm.Microbiol. 44: 1282-1288.

REICHART,W. & SIMON,M. 1972: Die Mettma - ein Gebirgsbach als Brauerei-vorfluter. Mikrobiologische Untersuchungen entlang eines Abwasser-Substratgradienten.- Arch.Hydrobiol.Suppl. 42: 125-138.

RHEINHEIMER,G. 1960: Untersuchungen über den mikrobiellen Celluloseabbau in der Elbe.- Arch.Mikrobiol. 36: 124-130.

" 1965: Der Jahresgang der Nitrit- und Nitratbakterien in der Elbe bei Bleckede.- Kieler Meeresforsch. 21: 122-123.

" 1975: Mikrobiologie der Gewässer.- 2.Aufl. Fischer, Stuttgart.

" 1977: Mikrobiologische Untersuchungen in Flüssen I: Floureszenzmikroskopische Analyse der Bakterienflora einiger norddeutscher Flüsse.- Arch.Hydrobiol. 81: 106-118.

RIEHM,H. 1961: Die Bestimmung der Pflanzennährstoffe im Regenwasser und in der Luft unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffverbindungen.- Agrochimica V: 174-188.

RODINA, A. 1961: Microbiological methods in application to hydrobiology.- Verh.Internat.Verein.Limnol. 14: 831-834.

ROGOSA,M., CUMMINS,C.S., LELLIOTT,R.A. & KEDDIE,R.M. 1974: Coryneform group of bacteria.- In: BUCHANAN,R.E. & GIBBONS,N.E.(Hrsg.): Bergey's manual of determinative bacteriology.- The Williams and Wilkins Comp., Baltimore.

ROMANENKO,V.I. 1966: Microbiological process in the breakdown of organic matter in the Rybinsk Reservoir.- Trudy Inst.Biol.Vnutremikh Vod 13: 137-158.

" 1979: Bacterial growth at natural and low levels of organic matter.- Arch.Hydrobiol.Beih.Ergebn.Limnol. 13: 77-84.

SCHEFFER,F. & SCHACHTSCHABEL,P. 1976: Lehrbuch der Agrikulturchemie und Bodenkunde.- 9.Aufl., Fischer, Stuttgart.

SCHLEGEL,H.G. 1981: Allgemeine Mikrobiologie.- 5.Aufl., Thieme, Stuttgart.

SCHUBERT,R.H.W. 1967: Das Vorkommen der Aeromonaden in oberirdischen Gewässern.- Arch.Hyg. 150: 688-708.

" 1975: Die Relation von aerogenen zu anaerogenen Aeromonaden der "Hydrophila-punktata-Gruppe" in Fließgewässern in Abhängigkeit von der Abfallstoffbelastung.- Zb.Bakt.Hyg.I.Abt.Orig.B 160: 237-245.

SCHWARZ,O. 1980: Beregnungsversuche.- Beitr.zum Schönbuchkolloquium der DFG in Tübingen (unveröff.).

SCHWÖRBEL,J. 1980: Einführung in die Limnologie.- 4.Aufl., UTB Fischer.

SEILER,H. 1979: Taxonomische Untersuchungen über Acinetobacter aus Obe flächenwasser.- Arch.Hydrobiol. 85: 57-71.

SEILER,H. & BUSSE,M. 1977: Taxonomic studies on gram-positive corynefo bacteria from dairy waste water.- Milchwissenschaft 32: 525-530.

" " 1978: Die Floraanalyse in biologischen Kläranlage und deren Aussage.- Z.f.Wasser- u.Abwasserforsch. 11: 111-117.

SEKI,H. 1972: The role of microorganisms in the marine food chain with reference to organic aggregate.- Mem.Ist.Ital.Idrobiol. 29: 245-25

SIEBURTH,J.Mc.N. 1967: Seasonal selection of estuarine bacteria by wat temperature.- J.Exptl.Mar.Biol.Ecol. 1: 98-121.

SLADECEK,V. 1969: The measures of saprobity.- Verh.Internat.Verein.Lim 17: 546-559.

SOROKIN,Y.I. 1965: On the trophic role of chemosynthesis and bacterial biosynthesis in water bodies.- Mem.Ist.Ital.Idrobiol. 18: 187-205.

SOROKIN,Y.I., GODLEWSKA-LIPOWA,W.A. & CHERDYNCEVA,L. 1971: Efficiencie of utlization of dissolved organic matter by aquatic microflora.- Trudy Inst.Biol.Vnutr.Vod. 22: 22-28.

SOROKIN,Y.I. & KADOTA,H.(Hrsg.) 1972: Techniques for the assasement of microbial production and decomposition in fresh waters.- IBP-Hand- book 23: 1-112.

SPRENGLER,F.-J. 1967: Untersuchung über die Phosphor- und Stickstoffbe lastung der Zuflüsse eines Sees.- Jb.vom Wasser 34: 146-157.

STABEL,H:H:, MOALEDJ,K. & OVERBECK,J. 1979: On the degradation of dis- solved organic molecules from Plußsee by oligocarbophilic bacteria Arch.Hydrobiol.Beih.Ergebn.Limnol. 12: 95-104.

STANLEY,P.M. & STALEY,J.T. 1977: Acetate uptake by aquatic bacterial communities measured by autoradiography and filterable radioactivi Limnol.Oceanogr. 22: 26-37.

STEINBERG,CH. 1977a: Bakterien und ihre Aktivität in der Oberfläche vo Profundalsedimenten des Walchensees.- Arch.Hydrobiol. 81: 29-41.

" 1977b: Schwer abbaubare stickstoffhaltige, gelöste Subst zen im Schöhsee und in Algenkulturen.- Arch.Hydrobiol.Suppl. 53: 48-15

STRASKRABOVA,V. 1979: Oxygen methods for measuring the activity of wat bacteria.- Arch.Hydrobiol.Beih.Ergebn.Limnol. 12: 3-10.

STRASKRABOVA,V., LEGNER,M., PUNCOCHAR,P., BENNDORK,J. & CRAMER,F. 1977: Microbial selfpurification in an experimental continuous-flow system.- Int.Rev.ges.Hydrobiol. 62: 573-590.

STRASKRABOVA,V. & KOMARKOVA,J. 1979: Seasonal changes of bacterioplankton in a reservoir related to algae.- Int.Rev.ges.Hydrobiol. 64: 285-302.

gischen Prozesse der Limnologie.- Verlag Hirsch, Breslau.

" 1953: Fluß und See, ein limnologischer Vergleich.- Gewässer und Abwasser 1: 13-30.

THOMSON,K.S. & MEEKIN,T.A. 1981: A comparision of some gram-negative, yellow pigmented rods from environmental and clinical sources.- In: REICHENBACH,H.& WEEKS,O.B.(Hrsg.):The Flavobacter-Cytophaga group.- Verlag Chemie, Weinheim.

THURNER,K., HABER,W. & BUSSE,M. 1975: Die Mikroflora der aeroben Bakterien in Baggerseen.- Arch.Hydrobiol. 75: 347-365.

TISON,D.L. & BOYLEN,C.W. 1978: The effect of seasonal temperature changes on the heterotrophic microflora in sediments of Lake George.- Abstr.Ann.Meet.of the Am.Soc.Microbiol., Hrsg.:FINKELSTEIN,R. et al., Washington.

VÄÄTÄNEN,P. 1979: Microbial activity in brackish water determined as oxygen consumption.- Arch.Hydrobiol.Beih.Ergebn.Limnol. 12: 32-37.

VAN OEVELEN,D., BEVERS,J. & VERACHTERT,H. 1975: Study of the influence of dyes on the biodegradation of coloured papers.- Environm.Poll. 9: 193-210.

VERACHTERT,H. RAMASAMY,K. MEYERS,M. & BEVERS,J. 1982: Investigations on cellulose biodegradation in activated sludge plants.- J.Appl.Bact. 52: 185-190.

VIEHL,K. 1939: Der Einfluß der Temperatur auf die Selbstreinigung des Wassers unter besonderer Berücksichtigung der bakteriologischen Verhältnisse.- Z.Hyg. 122: 6-102.

VOGLER,P. 1965: Probleme der Phosphatanalytik in der Limnologie und ein neues Verfahren zur Bestimmung von gelöstem Orthophosphat neben kondensierten und organischen Phosphorsäureestern.- Int.Rev.ges.Hydrobiol. 50: 40-41.

VOLLENWEIDER,R.A. 1971: Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitroge and phoshorus as factors in eutrophication.- OECD, Paris.

WACHS,B. 1969: Zur Bewertung der Wassergüte von Fließgewässern nach d bakteriologischen Befund.- Münch.Beitr.Abwasser-,Fisch.- u.Flußbi 15: 12-22.

WEBER,H. 1970: Führer zu den Insektenlarven des Goldersbaches.- Wiss.Arb.Lehr.Gymn. Tübingen (unveröff.).

WEEKS,O.B. 1974: Flavobacterium.- In: BUCHANAN,R.E.& GIBBONS,N.E. (Hr Bergey's manual of determinative bacteriology.- The Williams and kins Comp., Baltimore.

" 1981: A survey of Flavobacterium.- In: Reichenbach,H.& WEE O.B. (Hrsg.):The Flavobacterium-Cytophaga group.- Verlag Chemie, Weinheim.

WEISSERT,K. 1970: Die Ephemeropteralarven des Goldersbaches bei Tübin mit Bemerkungen zur Biologie, Ökologie und Entwicklung.- Wiss.Arb Lehr.Gymn. Tübingen (unveröff.).

WETZEL.R.G. & MANNY,B.A. 1972: Decomposition of dissolved organic car and nitrogen from leaves in an experimental hard-water stream.- Limnol.Oceanogr. 17: 927-931.

WINOGRADSKY,S.N. 1949: Microbiologie du sol.- Masson et Cie., Paris.

WITZEL,K.P. & KALTWASSER,H. 1979: Psychrotrophic properties of microb freshwater poulations in temperate areas.- Abstr.Ann.Meet. of the Am.Soc.Microbiol., Hrsg.: FINKELSTEIN,R.A. et al., Washington.

WITZEL,K.P., OVERBECK,J. & MOALEDJ,K. 1982: Microbial communities in Plußsee - An analysis with numerical taxonomy of isolates.- Arch. Hydrobiol. 94: 38-52.

WOLTERS,N & SCHWARZ.W. 1956: Untersuchungen über Vorkommen und Verhal von Mikroorganismen in reinen Gewässern.- Arch.Hydrobiol. 51: 500 541.

WRIGHT,R.T. & HOBBIE,J.E. 1966: Use of glucose and acetate by bacteri and algae in aquatic ecosystems.- Ecology 47: 447-464.

WUHRMANN,K. 1964: River bacteriology and the role of bacteria in self purification of Rivers.- In:HEUKELEKIAN,H.& DONDERO,N.(Hrsg.):Pri ciples and applications in aquatic microbiology.- Wiley, New York

WUHRMANN,K. 1974: Some problems and perspectives in applied limnology.- Mitt.Internat.Verein.Limnol. 20: 324-402.

WUNDERLICH,M. 1977: Freie und gelöste Cellulasen im natürlichen Gewässer und ihre ökologische Bedeutung.- Arch.Hydrobiol. 81: 65-105.

ZEIKUS,G. & BROCK,T.D. 1972: Effects of thermal additions from the Yellowstone geyser basins on the bacteriology of the Firehole River.- Ecology 53: 283-290.

ZIMMERMANN,R. 1977: Estimation of bacterial number and biomass by epifluorescence microscopy and scanning electron microscopy.- In: RHEINHEIMER,G.(Hrsg.):Microbial ecology of a brackish water environment.- Springer, Berlin.

ZIMMERMANN,R. & MEYER-REIL,L.A. 1974: A new method for fluorescence staining of bacterial populations on membrane filters.- Kieler Meeresforsch. 30: 24-27.

ZOBELL,C.E. 1946: Marine microbiology.- Chronica botanica Co., Waltham (Mass.).

LEBENSLAUF

Name	Volker Kracht
Geburtstag u.-ort	8.8.1949 in Bochum
Eltern	Kurt Kracht Elsbeth Kracht, geb. zur Nieden
Geschwister	Gerhild und Dagmar
Familienstand	seit 5.7.1974 verh. mit Dr.rer.nat. Sabine Kracht, geb. Reimbold
Kinder	Fabian und Regine
Schulausbildung	1956-1960 Ev.Volksschule Brauweiler (Kreis Köln) 1960-1968 Humanist. Gymnasium Kreuzgasse in Köln 25.5.1968 Humanistische Reifeprüfung
Hochschulstudium	WS 68/69 - WS 69/70 Universität zu Köln SS 70 - WS 77/78 Universität Tübingen
Prüfungen	31.5.1976 Staatsexamen in Deutsch und Biologie 2.3.1978 Diplom in Biologie
Promotion	"Die Bakterienflora in der fließenden Welle eines oligosaproben Fließgewässersystems im jahreszeitlichen Wechsel", vom WS 77/78 bis SS 83 am Institut für Biologie II, Lehrstuhl Mikrobiologie I der Universität Tübingen unter Anleitung von Prof.Dr. O.Klee.

Meine akademischen Lehrer waren:

F.-W.Bentrup, V.Braun, E.Bünning, K.G.Grell, J.Guglielmi, W.Harder, S.Kemmler-Sack, O.Klee, E.Kulzer, K.Mägdefrau, G.Mickoleit, F.P.Möhres, E.Sander, B.Schwemmle, H.Seiler, Ul.Seitz, Ur.Seitz, G.Seyffert, K.Wöhrmann, H.Wolf, H.Zähner, K.Zetsche, W.Zimmermann.